

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR
WENDY GIROUX

DOMAINES VITAUX ET HABITATS D'ÉLEVAGE CHEZ LA GÉLINOTTE
HUPPÉE (*BONASA UMBELLUS*) DANS LE DOMAINE DE LA SAPINIÈRE À
BOULEAU JAUNE

AVRIL 2005

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

RÉSUMÉ

La disponibilité et la distribution des habitats d'élevage sont des facteurs déterminants lors de la période d'élevage des couvées de gélinottes huppées. En effet, chez la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*), le taux de mortalité des poussins peut être très élevé en période estivale. Nous avons fait le suivi télémétrique de 29 femelles gélinottes avec leur couvée afin de caractériser les habitats d'élevage préférés dans deux secteurs de la réserve faunique de Portneuf, Québec, Canada. Nous avons comparé les caractéristiques de l'habitat mesurées à 355 sites utilisés par les couvées avec celles de 147 sites choisis au hasard pour servir de contrôles. Les femelles gélinottes avec couvée ont sélectionné les peuplements mélangés en régénération, de 1,5 à 7 m de hauteur, issus de coupes totales âgées de 11 à 20 ans ($P < 0,0001$). Ces sites étaient caractérisés, par rapport aux contrôles, par un couvert arbustif haut dense (71%; 1-4 m de hauteur), une obstruction latérale élevée (76%; $P < 0,0001$), une densité arbustive élevée (29 085 tiges/ha; $P < 0,0001$), et ils étaient situés plus près des chemins et des sentiers ($P < 0,0001$). La superficie moyenne des domaines vitaux était de 29,9 ha selon la méthode du polygone convexe minimum et de 46,9 ha selon le kernel fixe à 95%.

L'ensemble de ces caractéristiques d'habitat procure un couvert de protection horizontale et verticale dense contre la prédation aérienne et terrestre. Contrairement à plusieurs autres études, les sites utilisés par les gélinottes avaient un faible recouvrement herbacé ce qui peut avoir facilité les déplacements des couvées au sol et la surveillance du territoire. La proximité des chemins et des sentiers fournit, de par les bordures, une végétation herbacée et ligneuse de faible hauteur dans laquelle abondent généralement

les fruits, les graines et les insectes. Ces milieux sont une bonne source de nourriture pour les poussins et ils assurent également un certain couvert de protection.

L'aménagement de l'habitat d'élevage des couvées de gélinottes huppées devrait privilégier les interventions forestières, telles que les coupes totales, qui assurent la croissance de jeunes peuplements équiennes mixtes à dominance feuillue caractérisés par une densité de tiges arbustives élevée. Les parterres de coupes devraient maximiser l'effet de bordure tout en maintenant une surface intérieure suffisamment grande pour assurer un couvert de protection. Finalement, l'utilisation d'éclaircies précommerciales, où l'on réduit le nombre de tiges/ha des peuplements âgés de 5 à 20 ans à une valeur 1875-3125 tiges/ha, est à éviter.

Cette étude des habitats d'élevage constitue la première étape d'un projet à plus grande échelle qui vise l'étude des habitats annuels de la gélinotte huppée. L'acquisition de connaissances sur l'ensemble des habitats utilisés permettra de mieux cibler et d'orienter les stratégies d'aménagement utilisées pour la gélinotte huppée en forêt québécoise.

AVANT-PROPOS

Conformément aux règlements D45 et D47 des études de cycles supérieurs (juin 1999), il est possible de présenter les résultats obtenus dans le cadre du programme de maîtrise en sciences de l'environnement sous forme d'un article scientifique, rédigé en anglais, plutôt que sous forme d'un mémoire conventionnel.

Il a été convenu qu'un article issu de mon projet de recherche sera soumis au journal scientifique *Canadian Journal of Zoology*. Le présent mémoire comprend une rétrospective de la littérature pertinente à la réalisation du projet rédigée en anglais (chapitre I), une synthèse de l'étude rédigée en français (chapitre II) et finalement, un article scientifique rédigé en anglais (chapitre III).

REMERCIEMENTS

De nombreuses personnes et organismes ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet de recherche. J'aimerais tout d'abord remercier mes codirecteurs, Pierre Blanchette et Jean-Claude Bourgeois du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), pour la confiance qu'ils m'ont accordée, leurs compétences, leurs conseils, leurs critiques constructives, leur disponibilité, leur soutien et leur amitié. Je remercie également mon directeur, Gilbert Cabana, qui a bien voulu prendre la direction de cette maîtrise et qui, avant tout, a été le premier à me faire confiance au sein de son équipe de laboratoire.

J'adresse également des remerciements à Sylvain St-Onge (MRNF) qui m'a beaucoup aidé dans l'élaboration et l'application du protocole d'échantillonnage et qui m'a apporté beaucoup sur le plan technique. Je remercie Philippe Beaupré et Yves Robitaille (MRNF) pour le soutien qu'ils m'ont apporté sur le terrain, leurs compétences et leur dévouement. Je tiens également à remercier Michel Coulombe (directeur, réserve faunique de Portneuf) pour sa grande collaboration, Gaétan Daigle (Université Laval) pour son aide lors de l'analyse statistique des données ainsi que Christian Dussault (Université du Québec à Rimouski – MRNF) pour la critique constructive du présent ouvrage.

Je remercie sincèrement tous ceux qui ont contribué au succès des campagnes d'échantillonnage, soit Myriam Brazeau, Jean-Luc Brisebois, Alain Desrosiers, Jean-Guy Frenette, Nadia Gagnon, Natalie Godbout, Geneviève Héту, Sébastien Labbé, Paul-Émile Lafleur, Monique Larochelle, Charles Maisonneuve, Véronique Martel, Raymond

McNicol et Sylvain Pelletier. Merci à Véronique Bérard et Julie Adams pour leur soutien de même qu'à Martin Arvisais pour ses encouragements, sa patience et son aide en géomatique.

Certains organismes m'ont apporté un soutien financier sous forme de bourses : le Fonds aux Chercheurs et Aide à la Recherche (FCAR), la Fondation héritage faune et la Fondation de l'Université du Québec à Trois-Rivières.

Je désire finalement remercier les organismes impliqués dans le projet, soit : le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, la Fondation de la faune du Québec, Cogéfor inc., la réserve faunique de Portneuf et l'Université du Québec à Trois-Rivières.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	I
AVANT-PROPOS	III
REMERCIEMENTS	IV
TABLE DES MATIÈRES	VI
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES FIGURES	X
CHAPITRE I : REVUE DE LITTÉRATURE.....	1
<i>Conceptual framework</i>	2
<i>Literature review</i>	4
Distribution and generalities.....	4
Reproduction.....	5
Home range.....	5
Habitat use	11
Habitat management	15
<i>Conclusion</i>	17
CHAPITRE II : SYNTHÈSE.....	18
<i>Problématique</i>	19
<i>Matériel et méthodes</i>	20

<i>Résultats</i>	27
<i>Conclusions</i>	30
RÉFÉRENCES: CHAPITRE I ET II.....	44
CHAPITRE III : RUFFED GROUSE BROOD HOME RANGE AND HABITAT USE IN QUEBEC, CANADA	51
<i>Introduction</i>	54
<i>Study area</i>	56
<i>Methods</i>	57
Capture and telemetry	57
Habitat measurements.....	58
Data analysis	59
<i>Results</i>	62
Home range.....	63
Habitat use	63
<i>Discussion</i>	65
Home range.....	65
Habitat use	66
<i>Management implications</i>	71
<i>Acknowledgements</i>	72
<i>Literature cited</i>	79
ANNEXES	83

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Caractéristiques des peuplements rencontrés dans les deux secteurs d'étude, BDJ et LAN, de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.....	32
Tableau 2.2. Paramètres utilisés pour caractériser la physionomie du milieu (paramètres physionomiques) et la composition végétale (paramètres floristiques) aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée et aux points contrôles.	33
Tableau 2.3. Superficie des domaines vitaux évaluée à l'aide des méthodes du polygone convexe minimum à 100% (MCP) et du kernel fixe (FK) à 95% de 17 gélinottes femelles avec couvée dans la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.....	34
Tableau 2.4. Comparaison des paramètres décrivant la physionomie du milieu aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée (n = 355) vs les sites contrôles (n = 147), de la mi-juin à la fin août 2001 dans la réserve faunique de Portneuf.....	35
Tableau 2.5. Comparaisons des paramètres décrivant la physionomie du milieu aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée vs les sites contrôles, de la mi-juin à la fin août 2001 dans la réserve faunique de Portneuf.....	37
Tableau 2.6. Comparaisons des paramètres décrivant la composition végétale aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée vs les sites contrôles, de la mi-juin à la fin août 2001 dans la réserve faunique de Portneuf.....	38
Tableau 2.7. Variables retenues dans le modèle de régression logistique prédisant la présence de femelles gélinottes avec couvée dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.....	40

Tableau 3.1. Forest characteristics of study areas Belles-de-Jour (BDJ) and Landry (LAN) in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada, 2001.....	73
Tableau 3.2. Habitat characteristics at female ruffed grouse with broods ($n = 355$) vs random locations ($n = 147$) in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, 2001.....	74
Tableau 3.3. Habitat characteristics at female ruffed grouse with broods vs random locations in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, 2001.....	75
Tableau 3.4. Results of the stepwise logistic regression model predicting female ruffed grouse with their brood vs random locations in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada, 2001.....	77
Tableau 3.5. Ruffed grouse brood habitat characteristics according to nine North American studies.....	88

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Localisation des aires d'étude Belles-de-Jour et Landry dans la réserve faunique de Portneuf, Québec.....	31
Figure 2.2 : Densité des arbres rencontrés aux localisations de gélinottes dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.	41
Figure 2.3 : Densité des arbustes rencontrés aux localisations de gélinottes dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.....	42
Figure 2.4 : Pourcentage d'occurrence des espèces herbacées rencontrées aux localisations de gélinottes dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.....	43

CHAPITRE I : REVUE DE LITTÉRATURE

CONCEPTUAL FRAMEWORK

The ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) is found in most forest habitats of the province of Quebec. It is by far the most sought species by small game hunters. In 2002, 171,466 small game permits were sold, accounting for 35% of all hunting permits sold in Quebec (www.mrnf.gouv.qc.ca). This great popularity justifies the management of this species' habitat particularly in territories intensively used by small game hunters such as wildlife reserves. Furthermore, in most of these territories the maximum potential in big game hunting and fishing opportunities has been attained and managers are now relying on small game hunting to increase their fall clientele. Wildlife reserves are also important wood suppliers to the forest industry. During the past decades, extensive silvicultural practices such as large-scale clearcuts, artificial regeneration using coniferous seedlings and precommercial thinnings have substantially modified habitats available to the ruffed grouse that typically depends on a juxtaposition of several habitat types available within its home range (Bump et al. 1947, Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). In order to maintain ruffed grouse habitats, and to be economically suitable for standard commercial logging in Quebec, public grounds should be managed using a modified version of Gullion and Svoboda's (1972) classic mosaic of 1 ha clearcuts.

In the present study, we estimated summer home ranges and characterised habitat use by female ruffed grouse and their broods in two forest settings of the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada. In northern regions such as Quebec, where forests are dominated by mixed hardwood stands (balsam fir-yellow birch), home range and habitat use of ruffed grouse with broods have not yet been studied, nor has been

identified the possible parameters acting on the habitat selection process of the species. Few studies have characterised summer habitats of females with broods, and previous studies were conducted in Virginia (Haulton et al. 2003), Pennsylvania (Scott et al. 1998), Missouri (Thompson et al. 1987), Minnesota (Godfrey 1975, Maxson 1978), and New York (Bump et al. 1947) in forests dominated by oak, hickory, and aspen trees. Availability and distribution of suitable brood-rearing habitat directly affect brood survival (Bump et al. 1947, Berner and Gysel 1969). Thus, understanding habitat use by broods in different forest contexts is essential when adapting and orienting habitat management plans.

Ruffed grouse habitat management practices began in the summer 2000 in a 10-km² area of the Réserve faunique de Portneuf. The main objective of this long-term management plan is to improve ruffed grouse and forestry production in a sustainable wildlife-forest development perspective (Del Degan et al. 2001, Deslauriers and Lafleur 2003). The Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF) put forth a long term population follow-up study to measure the efficiency of the management project on the grouse population. Ruffed grouse preferential breeding, nesting and wintering habitats were also identified and characterised.

Results from this study will help orient the management techniques used in Quebec mixed-hardwood forests to increase the availability of suitable ruffed grouse habitats.

LITERATURE REVIEW

Distribution and generalities

The ruffed grouse is one of the most wide-ranging American Tetraonidae (Aldrich 1963). In 1977, it was resident of 38 American states and 12 Canadian provinces and territories (Gullion 1977). In Canada, its range extends from the Maritime Provinces, to the coasts of British Columbia. In the United-States, it can be found in Alaska and in the northern states. However, this grouse remains absent north of the tree line in Canada, and in central and southern United States (Aldrich 1963). In Quebec, it has been located as far up north as the 52° latitude (Tremblay and Belles-Isles 1991).

The ruffed grouse is most often found in deciduous and mixed forests, particularly of second-growth types (Bump et al. 1947, Aldrich 1963, Dessecker and McAuley 2001). High-density populations often correlate with aspen and white birch forests (Bump et al. 1947, Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). Forest habitats characterised by a diversity of aspen age classes within foraging range are known to satisfy the entire habitat needs of resident ruffed grouse throughout the year (Gullion and Svoboda 1972).

Loss of grouse habitat has been mostly related to large, even aging of forest stands or to the elimination of forests for agricultural purposes (Aldrich 1963). On the other hand, small-scale fires and lumbering have been beneficial to ruffed grouse by creating diversified forest stand mosaics and by turning older forests back to younger stages (Gullion 1970, Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). In order to meet all the habitat needs of resident grouse throughout the year, forests must contain a diversity of age, cover, and density classes within foraging range (Gullion 1977). Habitat use varies

according to seasons and specific gender related needs (Bump et al. 1947, Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977).

Reproduction

Female ruffed grouse generally lay 10 to 13 eggs and incubation lasts for about 24 days after the last egg has been laid (Bump et al. 1947). Nesting habitats are mostly mature deciduous or mixed forests characterised by low stem densities and low understory vertical cover (Gullion 1977, Maxson 1978). When the eggs hatch (June), the hen quickly moves her brood to very dense cover that offers food and protection from predators (Gullion 1977). Chicks feed on their own as soon as they are born, and are capable of short flights one to two weeks after hatching (Bump et al. 1947). The hen remains with her brood until the fall break-up in September (Godfrey and Marshall 1969, Small and Rusch 1989). By this time the hen is hardly discernible from her brood.

Home range

Definition and evaluation methods.-- Home range can be defined as the area used by an animal on a regular basis to satisfy its basic food, shelter, and reproduction needs (Burt 1943, Jewell 1966). The home range is often composed of intensive activity zones in which precise activities take place (Jewell 1966). Excursions to the area outside its normal area should not be considered in the calculation of a home range (Burt 1943). Knowledge of a species' home range size and intensive activity zones enables us to elaborate suitable management guideline. Home range size can be influenced by different factors such as sex, habitat quality, and population density (Bump et al. 1947, Godfrey 1975, Thompson and Fritzell 1989).

Different home range estimators exist, such as the minimum convex polygon (Mohr 1947), the Jennrich-Turner (Jennrich and Turner 1969), the harmonic mean (Dixon and Chapman 1980), the Fourier series smoothing (Anderson 1982), the Kernel (Worton 1989) and the grid cell count methods. However, the wide range of available estimators and an often poor understanding of their statistical properties limit their applicability, their interpretation, and the ease by which home range comparisons can be made (Robertson et al 1998). Furthermore, using different estimators can give substantially different results (Foscarini 1994) and certain estimators will be more sensitive to sample size (Hansteen et al. 1997, Samietz and Berger 1997, Robertson et al. 1998). Differences in home range sizes can also emerge when using different software packages (Lawson and Rodgers 1997). Comparing home ranges among different research studies can therefore be misleading unless choices for software program, home range estimators and sample size are reported (Lawson and Rodgers 1997).

In this study, home range of females with broods was estimated by minimum convex polygon (100%) (MCP, Mohr 1947) and 95% fixed kernel methods (Worton 1989). The minimum convex polygon is the oldest and most commonly used method (White and Garrott 1990). It consists in connecting the outer locations to form a convex polygon encompassing all locations (Mohr 1947). The MCP method is simple, flexible of shape, easy to calculate, and does not require any assumption regarding data distribution (White and Garrott 1990). On the other hand, the MCP does not allow for data to be autocorrelated, therefore locations are assumed to be statistically independent. The MCP is also strongly influenced by the number of locations used to estimate the home range size (Jennrich and Turner 1969, Boulanger and White 1990), because it includes large unused areas (White and Garrott 1990). To overcome this problem,

“outliers” can be eliminated before the home range polygon is calculated. Using a 95% polygon, where 5% of the locations (farthest locations) are eliminated, can reduce the overestimation bias (White and Garrott 1990). In this study, the 100% polygon was used to allow comparison with previous research (Godfrey 1975, Thompson and Fritzell 1989, Scott et al. 1998).

The kernel method provides a nonparametric estimate of the utilization distribution of an animal’s home range (Worton 1989). It estimates the probability that an animal will be in any part of its home range but does not estimate how important that part of the home range is to the animal (Boitani and Fuller: 90, 2000). Kernel methods are quite flexible and can be used where simple parametric models are found to be inappropriate (Worton 1989). The method makes no *a priori* assumption about the probability distribution, and determines its own probability density function based on a sample of points (Worton 1987). Furthermore, kernel methods are not influenced by grid size or placement, and they produce a density estimate directly (Silverman 1986 *in* Boitani and Fuller: 86, 2000).

The method proceeds by overlaying a probability distribution over each observation and the estimator is constructed by adding the n components (Worton 1989). The most important parameter of the kernel is the bandwidth or smoothing parameter (h) (Worton 1989). This parameter controls the amount of variation in the probability distribution used in the estimate. When a small value of h is used, the fine details of the data can be observed, while a larger value of h obscures all but the most prominent details (Worton 1989). A variety of methods are available for selecting the bandwidth, the most unbiased being the least squares cross validation (LSCV) (Worton 1995, Seaman and Powell 1996). Finally, there are two variants of kernel methods: the fixed

and the adaptive. In the fixed kernel method, a single h -value is used on all observations while in the adaptive kernel method the h -value varies so that areas with low concentrations of points have higher h values than areas with a high concentration of points (Worton 1989). Although one may think the adaptive kernel performs better, the fixed kernel generally produces estimates of home-range size and contour with lower bias than the adaptive kernel in simulation studies (Worton 1995, Seaman and Powell 1996).

Home range size.-- Brood home range studies have mostly been conducted in northeastern United-States. Bump et al. (1947) reported that in New York most broods confined their activities to areas of 4.0-16.2 ha. In Minnesota, Schladweiler (1965), Godfrey (1975), and Maxson (1978) reported respective home range sizes of 14.2-16.2 ha, 12.9 ± 5.4 ha and 16 ± 6 ha (MCP). Larger mean home range sizes were observed by Scott et al. (1998) in Pennsylvania: 59.4 ha using the 95% harmonic mean method and 84.4 ha using the minimum convex polygon method, maybe because of their larger sample sizes relative to other researches. They also suggested that the patchy distribution of suitable brood habitat in their study area may have influenced grouse home range size. In Quebec, Doyon (1992) is, to my knowledge, the only study of home ranges and habitat characteristics of female ruffed grouse with broods. In this study, Doyon (1992) measured the success of the introduction of ruffed grouse on «l'île aux Lièvres» (931 ha), Bas-Saint-Laurent, Quebec, and reported a mean home range size of 60.3 (range = 15.0-109.0 ha; $n = 4$ broods).

Factors influencing home range size.-- Mean home range size indicates the general magnitude of the space used by a species, but home range size may vary across a

species range of distribution because of habitat-related factors (Godfrey 1975). Studies have shown that ruffed grouse are closely associated with early successional forests (Bump et al. 1947), particularly aspen types that are regarded as the most productive grouse habitats (Gullion 1977, Thompson and Fritzell 1989). However, ruffed grouse also occur in regions where aspen is not the dominant tree species. These populations living at the periphery of prime habitats seldom attain abundances common to aspen forests (Gullion 1977, Thompson and Fritzell 1989, McDonald et al. 1998).

From 1970 to 1974, 62.7 percent of the reported ruffed grouse harvest was taken in four (Michigan, Minnesota, Wisconsin, and Ontario) of the 52 Canadian and American reporting political units where this species is resident. Incidentally, 74 percent of the United States aspen resources are located in these three Great Lakes states (Gullion 1977). Low quality habitats may contribute to larger home range sizes (Harris 1981 in Gudlin and Dimmick 1984). In this context, grouse must travel greater distances to satisfy basic food, shelter, and reproduction needs (Thompson and Fritzell 1989). Studies in Tennessee (Gudlin and Dimmick 1984), Illinois (Woolfe et al. 1984), and Missouri (Thompson and Fritzell 1989), where aspen is not the dominant tree species, have reported larger male and/or female ruffed grouse home range sizes than those reported in native northern states by Bump et al. (1947), Chambers and Sharp (1958), Schladweiler (1965), and Archibald (1975). Godfrey (1975) reported that where preferred summer habitats were limited in size, brood home ranges were correspondingly smaller. When even more limited habitats exist, at widely spaced intervals, the total home range possibly would enlarge as the broods had to travel through less valuable habitat to attain the desired type (Godfrey 1975).

Furthermore, the biomass of insect and plant foods available to the broods will influence mean home range size. During the first 10 days following hatching, broods are known to travel considerable distances (Bump et al. 1947, Schladweiler 1965). Following this period, broods then settle into more definite and defined ranges for the rest of the summer season. This pattern has been reported by Bump et al. (1947), Chambers and Sharp (1958), and Maxson (1978) and is probably related to dietary needs of grouse chicks. Studies have shown that young chicks (1-4 weeks old) mostly feed on insects and as they grow older, progressively switch to plant foods (Bump et al. 1947, Stewart 1956, King 1969, Kimmel and Samuel 1984). The increase in brood home range size during the first 3 weeks may reflect the increasing mobility of the chicks as well as their increasing food requirements (Maxson 1978). As the brood grows older a larger area may be needed in order to obtain enough insects. After three weeks, the home range size decreases, probably reflecting the gradual shift in diet (Maxson 1978). Clutch size also influences the brood home range size (Maxson 1978). Maxson (1978) suggested that a small area will likely contain enough insects to feed 1 or 2 chicks whereas the same area might not support a bigger clutch.

Home range spatial overlap.-- Female grouse and their brood appear to tolerate the presence of another brood in their home range (Bump et al. 1947). Many cases of overlapping home ranges have been reported (Bump et al. 1947, Chambers and Sharp 1958, Godfrey 1975, Maxson 1978, Doyon 1992). Spatial overlap of home ranges suggests the absence of rigidly defined territorial boundaries. In some cases two broods were observed intermixed with both females present (Bump et al. 1947, Chambers and Sharp 1958). Both studies also relate cases where orphan broods were adopted by another female and its brood. Furthermore, Bump et al. (1947) observed a female, whose

nest had been predated, with a brood of four chicks. On the other hand, Godfrey (1975) reported that even though spatial overlap of ranges occurred there was no simultaneous occupancy of the same area.

During years of high population densities the probability of two broods encountering one another would be much greater (Chambers and Sharp 1958). This may explain the intermixing of broods observed by Bump et al. (1947) in New York and by Chambers and Sharp (1958) in Pennsylvania during years of high grouse densities. The fall populations in those two studies had densities of 8.6 (Adirondacks, NY) and 21.1 (Connecticut Hill, NY) grouse per 40 hectares and 12.5 grouse per 40 hectares (Pennsylvania). In contrast, Godfrey (1975) reported no intermixing of broods during his study when populations were at their lowest density (1.8 grouse/40 ha: Gullion 1970). Good brood habitat may also reduce intermixing because broods then appear to restrict their movements (Godfrey 1975).

Activity patterns.-- Ruffed grouse have been reported to be inactive at night (Maxson 1977, Pietz and Tester 1982). Activity begins in the morning, and continues throughout most of the day until the evening (Schladweiler 1965, Maxson 1977). Brood hens sometimes delay the morning activity to brood their chicks during cooler mornings and periods of the day. This is especially true during the first few days of life when chicks are least able to maintain body temperature (Maxson 1977). When chicks are older, weather seldom disturbs brood activities (Schladweiler 1965, Maxson 1977).

Habitat use

Definitions.—Selection occurs when a component of the habitat is used disproportionately to its availability (Johnson 1980). The availability of a component is

the fraction of the component accessible to the consumer (Johnson 1980). The usage of an available component by a consumer is the quantity of that component utilized by the consumer in a defined period of time (Johnson 1980). Selection of a component occurs when an animal actually chooses that component.

Conclusions of use-availability studies depend on the researcher's knowledge of what components are available to the consumer (Johnson 1980). Recognizing the hierarchical nature of selection can help reduce misleading assumptions of what is available to the animal. Following this perspective, a natural ordering of selection processes can be identified. In this context, components available depend upon the level of selection being considered, which in turn depends on the objectives of the study (Johnson 1980). First-order selection is defined as the selection of physical or geographical range of a species. Selection of individual home ranges within a landscape and selection of which habitats to use within home ranges are considered second- and third-order selection respectively (Johnson 1980). Finally, the selection of particular resources (plant parts, species, etc.) at a site within the home range is called fourth-order selection (Johnson 1980).

Characteristics of the grouse habitat.-- For ruffed grouse to prosper, the forest must provide two basic resources: food, and adequate cover allowing the bird to obtain and digest the food while being sheltered from predators (Gullion and Alm 1983). The availability and distribution of suitable brood-rearing habitat directly affect brood survival (Bump et al. 1947, Stewart 1956, Sharp 1963, Berner and Gysel 1969), and therefore affect autumn densities, which are important to managers who want to provide hunting opportunities (Hewitt et al. 2001).

Less than 24 hours after hatching, the hen quickly moves her brood to very dense cover. Studies have reported high use of young-aged mixed oak forest stands (Bump et al. 1947, Sharp 1963, Porath and Vohs 1972, Scott et al. 1998) and young aspen stands (Berner and Gysel 1969, Gullion 1970, Gullion and Svoboda 1972, Kubisiak 1978, Scott et al. 1998) by females with broods. These stands were on average 5-10 years of age. In Minnesota preferred brood habitats consisted of aspen regeneration with stem densities ranging from 19,000 to 25,000 trees and saplings/ha (Gullion 1977). In Pennsylvania, similar results have been reported in oak stands where selected brood habitats had a mean total density of 21,400 trees and saplings/ha (≥ 2.5 cm dbh; Scott et al. 1998). Kubisiak (1978) found broods in Wisconsin to prefer stands with trees, saplings and shrubs densities (>0 cm dbh and >30 cm tall) as high as 83,000 stems/ha in aspen stands and 39,000 stems/ha in oak stands. On the other hand, in aspen and aspen/coniferous stands in Idaho (Stauffer and Peterson 1985) and in oak stands in Missouri (Thompson et al. 1987) broods selected habitats containing 4,005-7,979 trees and shrubs/ha (>0 cm dbh) and 5,797 trees and saplings/ha (>0 cm dbh and >1.4 m tall), respectively. However, no early successional stands with higher stem densities were available in these study areas. Furthermore, Thompson et al. (1987) reported significantly higher stem densities at brood locations than at random sites. Comparable stem densities were used by broods in oak stands in Virginia (Haulton et al. 2003). They reported densities of 4,342-6,863 trees, saplings and shrubs/ha (>0 cm dbh). In this study, broods did not select stands with higher stem densities although these were available.

Although conclusions regarding the importance of stem densities may vary from one study to another, most studies identified a high percentage of ground cover of live

vegetation and/or understory cover (<2 m) as important characteristics of brood habitat (Berner and Gysel 1969, Kubisiak 1978, Stauffer and Peterson 1985, Thompson et al. 1987, Doyon 1992, Scott et al. 1998, Haulton et al. 2003). Such habitats provide more insects and/or better protection from predators than areas with low percent ground cover (Thompson et al. 1987). Rich herbaceous vegetation has been found to increase arthropod availability (Healy 1985, Hollifield and Dimmick 1995, Haulton et al. 2003) and thick vertical cover is difficultly penetrable to avian predators (Gullion 1977). Herbaceous cover provides accessible foods to chicks (Stewart 1956) and also offers protection from avian predators in habitats where the vertical cover of woody stems is low (Thompson et al. 1987). However, herbaceous ground cover must not be too dense in order to maintain effective surveillance of the terrain and to reduce terrestrial predation (Gullion 1970, Gullion 1977).

In past studies, tree canopy cover (horizontal cover) of brood habitats did not differ from random sites (Stauffer and Peterson 1985, Thompson et al. 1987, Doyon 1992, Scott et al. 1998, Haulton et al. 2003). These studies reported percent canopy covers in the range of 61-80%. Deciduous trees dominated the tree canopy and coniferous stands were avoided by ruffed grouse broods (Godfrey 1975, Thompson et al. 1987, Doyon 1992, Scott et al. 1998). The avoidance of coniferous habitats may be related to an increased exposure to avian predators (Gullion and Marshall 1968, Gullion 1970, Rusch and Keith 1971, Gullion and Alm 1983) and to lower food availability.

Forest openings and habitat edges are important components of brood habitats (Bump et al. 1947:170, Berner and Gysel 1969, Porath and Vohs 1972, Maxson 1978, Scott et al. 1998, Fearer and Stauffer 2003). Secondary roads, trails, natural forest

openings, and small clearings offer luxuriant growth of ground vegetation (Matlack 1994). Along their margins, herbaceous and berry plants, woody sprouts, and seedlings are abundant. Such environments with small plants provide food (plants and insects) and protective cover for ruffed grouse broods (Stewart 1956). On the other hand, large openings (fields, clearcuts) are avoided by ruffed grouse broods (Porath and Vohs 1972, Maxson 1978, Scott et al. 1998).

Habitat management

As mentioned previously, highest density of ruffed grouse can be expected in forests providing a proper diversity of age classes within the grouse foraging range (Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). Habitats must provide dense woody stems less than 10 years old for broods, 10 to 25 year old stands for wintering and breeding cover, and near to 25 to 40 year old stands composed of flowering mature aspen for winter and early spring food resources (Gullion 1977). These three habitat requirements should be available within the 2.4 to 16 ha grouse activity center (Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). In addition, Berner and Gysel (1969) suggest maintaining 10 percent of the management units in permanent openings primarily for food production. Grouse habitat management can be achieved by clearcutting stands on a 40 to 50 years rotation, cutting no more than 25% out of any 2.4 to 16 ha block at one time, and spacing the logging at about 10-year intervals (Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). In stands where the commercial maturity is reached at 60 years the cutting interval could be increased to 15 years.

Even-age silvicultural practices are the most appropriate cutting methods to create ruffed grouse habitat (Dessecker and McAuley 2001). Cuttings must leave no

more than 5 to 10 percent of the canopy. Understory brush and regeneration must be cut to promote aspen and/or birch growth, and logging debris should be eliminated as much as possible, both to increase the light availability on the ground and to reduce vertical cover used by predators (Gullion 1977). Usually, the greatest amount of overstory removal will yield the greatest degree of understory development and will provide best protective cover for ruffed grouse (Dessecker and McAuley 2001).

Experimental habitat management based on this approach has been proven beneficial to breeding males (McDonald et al. 1998) and broods (Sharp 1963, Scott et al. 1998) in mixed oak and aspen-scrub oak forests in Pennsylvania. Management has also been favorable to breeding males in aspen forests in Wisconsin (McCaffery et al. 1997). In oak forests in Ohio, even-aged forest management using clearcuts that totaled about 12% of the forest had a positive influence (50-100% increase) on grouse densities 5 through 15 years after cutting (Stoll et al. 1999). Furthermore, Wiggers et al. (1992) reported that the percent occurrence of 7- to 15-year old regeneration was correlated with grouse density in oak-hickory forests in Missouri. They suggested that management strategies should therefore include maintaining more than 14% of a forest in 7- to 15-year-old hardwood regeneration.

CONCLUSION

The ruffed grouse has been studied for over a century in North America. However, most of these studies were conducted in the United-States, in forests mainly composed of deciduous trees such as aspen, oak and hickory. In addition, few researches have studied habitat use and home ranges of female ruffed grouse with broods. Overall, studies report the use of young forest stands characterised by high stem densities, or older forest stands with well developed understories of shrubs and tree regeneration or ground cover. Forest openings and habitat edges are also important components of brood habitats. High food (plants and insects) availability and greater protection from predators may explain the use of these habitats. Finally, mean brood home range size is variable (4.0-84.4 ha) and may be influenced by habitat quality.

Availability and distribution of suitable brood-rearing habitat directly affect survival (Bump et al. 1947, Berner and Gysel 1969), and consequently affect small-game hunting success in the fall. In northern regions such as Quebec, where habitats available to ruffed grouse are mainly composed of mixed forests dominated by maple, birch, balsam fir and/or spruce trees, and where commercial logging activities are common, home ranges and habitat use of ruffed grouse with broods have not yet been studied. Such information is critical to adapt ruffed grouse habitat management techniques to the Quebec situation.

CHAPITRE II : SYNTHÈSE

PROBLÉMATIQUE

La chasse au petit gibier est l'une des activités avec prélèvement la plus pratiquée au Québec. La gélinotte huppée est l'espèce de petit gibier à plumes la plus recherchée par les chasseurs de petit gibier (Bourret 1992). En 2002, la vente de permis de chasse au petit gibier représentait à elle seule 35% des ventes de permis, soit 171 466 permis vendus (www.mrnf.qc.ca). Cette popularité justifie la mise en valeur et l'aménagement de l'habitat de cette espèce, notamment dans les territoires structurés (réserve faunique, pourvoirie, zone d'exploitation contrôlée (ZEC)) qui sont très fréquentés par les chasseurs de petits gibiers. De plus, ces territoires ont pour la plupart atteint le plein potentiel en ce qui a trait à la chasse au gros gibier et à la pêche, et les gestionnaires de ces territoires se tournent maintenant, entre autre, vers la chasse au petit gibier pour augmenter la fréquentation de leur territoire. Toutefois, ces territoires sont aussi une importante source d'approvisionnement en bois pour l'industrie forestière. Les pratiques forestières des dernières décennies ont considérablement morcelé et modifié le paysage forestier disponible à la gélinotte huppée. Les coupes totales sur de grandes superficies, le reboisement à l'aide de plants résineux et les éclaircies précommerciales ont contribué à la création d'habitats plus ou moins appropriés à cette espèce qui utilise typiquement une juxtaposition de peuplements d'âges variés (Bump et al. 1947, Gullion et Svoboda 1972, Gullion 1977). Pour augmenter la survie des individus, tout en tenant compte de la structure des peuplements en place et en demeurant rentable pour l'exploitation forestière commerciale, les habitats en terres publiques ne peuvent être aménagés à l'aide de mosaïques classiques de coupes totales de 1 hectare de Gullion et Svoboda (1972).

Il est connu que la gélinotte huppée utilise trois types d'habitat pour satisfaire ses besoins annuels de tambourinage, de nidification, d'élevage de couvées et d'hivernage (Gullion et Svoboda 1972, Gullion 1977). Toutefois, la disponibilité et la distribution adéquate d'habitats d'élevage demeurent cruciales à l'espèce puisque ces habitats affectent directement la survie des poussins et, par conséquent, le recrutement automnal. C'est lors de la période d'élevage que les populations de gélinottes subissent le plus haut taux de mortalité (~65% des poussins) (Hewitt et al. 2001). Au Québec, aucune étude n'a porté sur les habitats d'élevage des gélinottes huppées. Les études disponibles à ce sujet ont été réalisées en Virginie (Haulton et al. 2003), en Pennsylvanie (Scott et al. 1998), au Missouri (Thompson et al. 1987) et au Minnesota (Godfrey 1975, Maxson 1978) dans des forêts majoritairement composées de peupliers, de chênes et de noyers. Ces études ont démontré que les femelles gélinottes avec leur couvée utilisaient de jeunes peuplements caractérisés par une densité de tiges élevée. On rapporte également l'utilisation de peuplements plus vieux caractérisés par une strate arbustive basse ou herbacée bien développée. La présence de trouées et de bordures (écotones) était également un paramètre important de l'habitat d'élevage. Au Québec, l'acquisition de connaissances sur les habitats d'élevage est nécessaire si l'on veut apporter certaines modifications aux pratiques forestières usuelles et ce, dans le but d'améliorer les habitats de la gélinotte tout en permettant une exploitation forestière rentable.

Le principal objectif de notre projet de recherche était de caractériser les habitats sélectionnés par les couvées de gélinottes dans deux secteurs de la réserve faunique de Portneuf. L'âge et la hauteur des peuplements ainsi que le type d'intervention forestière utilisé dans ces peuplements étaient les paramètres qui différenciaient le plus les deux secteurs d'étude. Des analyses de sélection d'habitat ont permis d'identifier les principaux paramètres influençant le processus de sélection d'habitat. Nous avons également estimé l'étendue des domaines vitaux des femelles avec leur couvée.

L'étude des habitats d'élevage constitue la première portion d'un projet à plus grande échelle qui vise l'étude des habitats annuels de la gélinotte huppée (hivernage, tambourinage, nidification et élevage). L'acquisition de connaissances sur l'ensemble des habitats utilisés permettra de mieux cibler et d'orienter les stratégies d'aménagement utilisées pour la gélinotte huppée en forêt québécoise.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

L'étude s'est déroulée dans deux secteurs de la réserve faunique de Portneuf, Québec, Canada (47°11'N, 72°16'W) (Figure 2.1). Les deux secteurs sont celui du lac des Belles-de-Jour (BDJ) et celui du lac Landry (LAN). Ils sont situés dans les zones de végétation de l'érablière à bouleaux jaunes, de la sapinière à bouleaux jaunes et de la sapinière à bouleaux blancs. La sapinière à bouleaux blancs est surtout présente dans le secteur LAN qui est plus au nord. Les deux secteurs sont en milieu forestier et on y trouve des chemins forestiers, des sentiers, des lacs, des ruisseaux et des milieux ouverts. L'élévation est de 150 à 650 m avec des pentes allant de douces à abruptes.

Les secteurs BDJ et LAN ont des superficies respectives de 23 km² et de 17 km². L'âge et la hauteur des peuplements ainsi que le type d'intervention forestière sont les paramètres qui différencient le plus les deux secteurs d'étude tel que démontré par les relevés de terrain aux points de contrôles (Tableau 2.1). Les peuplements des deux secteurs sont composés de sapins baumiers (*Abies balsamea*), de bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*), d'épinettes noires (*Picea mariana*), d'érables à sucre (*Acer saccharum*), d'érables rouges (*A. rubrum*) et de bouleaux blancs (*B. papyrifolia*). La strate arbustive des milieux forestiers et des milieux en régénération est composée d'érables à épis (*A. spicatum*), de viornes à feuilles d'Aulne (*Viburnum alnifolium*), de cerisiers de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*), de noisetiers à long bec (*Corylus cornuta*), d'ifs du Canada (*Taxus canadensis*), de framboisiers (*Rubus* sp.) et des espèces d'arbres décrites précédemment. La strate herbacée est diversifiée et varie selon les différents peuplements. Certaines espèces se retrouvent cependant dans l'ensemble des peuplements, les principales étant : le maïanthème du Canada (*Maianthemum canadense*), le triental boréale (*Trientalis borealis*), la clintonie boréale (*Clintonia borealis*), le cornouiller du Canada (*Cornus canadensis*), l'oxalide de montagne (*Oxalis montana*), l'aralie à tige nue (*Aralia nudicaulis*) et plusieurs espèces de fougères.

À l'été 2001, la population de gélinottes était à un niveau relativement bas (succès de chasse à son plus bas niveau). Le dénombrement printanier de mâles tambourineurs a permis d'évaluer la densité à 9 mâles/km² (P. Blanchette, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, données non-publiées).

Capture et télémétrie

Vingt-six femelles gélinottes ayant une couvée ont été capturées entre le 12 juin et le 3 juillet 2001 et trois femelles supplémentaires ont été capturées entre le 25 juillet et le 10 août 2001 pour remplacer des individus perdus ou décédés. La capture a eu lieu juste après l'éclosion des œufs qui s'est déroulée à la mi-juin. La capture a été effectuée sur les chemins forestiers et les sentiers pédestres. L'effort de capture a été le même sur l'ensemble des chemins et des secteurs. La capture n'a pas eu lieu les journées de pluie en raison de la perte considérable de plumes lors de la manipulation d'individus mouillés. Les femelles gélinottes étaient d'abord attirées à l'aide d'un enregistrement de cris de détresse de poussins (Lyons 1981), pour ensuite être capturées à l'aide d'une épuisette ou d'une perche télescopique. Les gélinottes ont été munies d'un émetteur Holohill model R1-2BM (15-17 g). Les émetteurs ont été attachés en sac à dos à l'aide de cordes de kevlar (Brander 1968). Des bagues de couleur numérotées ont été fixées aux pattes des femelles. Les gélinottes ont été relâchées au site de capture <10 minutes après avoir été capturées.

Les 29 gélinottes ont été localisées deux à trois fois par semaine du 14 juin au 10 septembre 2001. La mi-septembre a été considérée comme étant le moment où la femelle se sépare de sa couvée (Chambers et Sharp 1958, Godfrey et Marshall 1969, Small et Rusch 1989). Les gélinottes ont été localisées dans un ordre aléatoire entre 6h30 et 17h00. Les localisations télémétriques successives étaient effectuées à au moins 24 heures d'intervalle pour réduire la corrélation temporelle. Les gélinottes ont été directement localisées à l'aide d'un récepteur ATS R2100 et d'une antenne à trois éléments. Les localisations télémétriques ont été faites de façon à minimiser le dérangement afin d'obtenir des localisations précises. Les coordonnées géographiques des localisations ont été prises sur le terrain à l'aide d'un GPS Garmin XL (15 m de précision). Un ruban de couleur sur lequel on notait la date, l'heure et le numéro de la gélinotte était également attaché à l'arbre le plus près pour faciliter la localisation du site lors du relevé de végétation.

Caractérisation de l'habitat

Les inventaires d'habitat se sont déroulés de la fin juin à la fin août 2001. Les relevés de végétation aux localisations de gélinottes ont été faits une semaine après la localisation télémétrique, afin de réduire le dérangement. Nous avons également fait le relevé végétal de 147 points de contrôles générés aléatoirement dans les deux secteurs avec le logiciel ArcView GIS 3.2. Les secteurs d'étude ont été délimités de façon à inclure toutes les localisations annuelles des gélinottes. Les points de contrôle situés sur un chemin forestier, dans un lac ou à un endroit inaccessible ont été rejetés. Les coordonnées géographiques des points de contrôle ont été transférées à un GPS Garmin

XL pour permettre de les retrouver par la suite sur le terrain. Les relevés de végétation des points de contrôles ont été faits de la fin juin à la fin août 2002.

Les mesures des paramètres d'habitat ont été adaptées de Dunn et Braun (1986), Thompson et al. (1987) et Scott et al. (1998). Des variables floristiques et physionomiques ont été mesurées à l'intérieur d'une placette circulaire de 400 m² centrée sur la localisation. Nous avons également utilisé cinq sous-parcelles de 4 m² positionnées au centre de la placette et à chacun des points cardinaux (Annexe A). Un exemple de feuille de prise de données est présenté en annexe B.

Composition végétale

Strate arborescente (400 m²).-- Chacune des tiges d'arbre (diamètre à hauteur de poitrine (dhp) ≥ 9 cm) présentes à l'intérieur de la placette ronde de 400 m² a été dénombrée, mesurée (dhp) et identifiée à l'espèce. Les arbres dont la moitié ou plus du tronc se trouvait à l'intérieur de la placette ont été inclus dans le dénombrement. Un vernier a été utilisé pour faire la mesure des dhp. Le dénombrement des tiges et la mesure des dhp de chacune des essences arborescentes ont permis d'obtenir une densité de tiges et une surface terrière (ST) rapportées à l'hectare.

Strate arbustive (5 x 4 m²).-- Toutes les tiges d'arbuste (hauteur ≥ 50 cm et dhp < 9 cm) présentes à l'intérieur des cinq sous-parcelles ont été dénombrées, mesurées (dhp) et identifiées à l'espèce. Les arbustes dont la moitié ou plus de la tige se trouvait à l'intérieur de la placette ont été inclus dans le dénombrement. Un gabarit a été utilisé pour faire la mesure des dhp par classe de diamètre : < 1 cm, 1-3 cm, 3-5 cm, 5-7 cm et 7-9 cm. Ces données ont permis d'obtenir une densité de tiges rapportée à l'hectare.

Strate herbacée (5 x 4 m²).-- Nous avons estimé le recouvrement des espèces herbacées à l'intérieur des 5 sous-parcelles. Le recouvrement a été estimé par classe d'espèce soit : 1) recouvrement total, 2) latifoliés (herbacées à feuilles), 3) graminées (carex et graminées), 4) fougères (fougères, prêles et lycopodes) et 5) cryptogames (mousses, sphaignes et lichens). Les individus dont les organes se projetaient à l'intérieur de la placette ont été inclus dans l'estimation. Nous avons également inclus la régénération forestière (hauteur < 50 cm) dans le recouvrement total. Les classes de recouvrement étaient : 0%, 1-5%, 5-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80% et 80-100%.

Les espèces herbacées présentes dans chacune des placettes ont aussi été notées. Les données de présence ont été utilisées pour calculer le pourcentage d'occurrence de chacune des espèces herbacées.

Physionomie du milieu (400 m²)

Type de peuplement.-- Cette donnée permet de classer les peuplements en fonction du pourcentage de surface terrière (ST) qui est occupé par les essences résineuses de la strate arborescente (Saucier et al. 1994). On distingue trois grands types de couvert

forestier : résineux ($\geq 75\%$ de la ST est résineuse), mélangé (25%-75%) et feuillu ($\leq 25\%$). Cette variable a été estimée visuellement.

Groupe forestier.-- Le groupement forestier décrit la composition spécifique d'un peuplement déterminée par le pourcentage de la surface terrière occupé par les principales essences ou groupes d'essences qui y croissent (Saucier et al. 1994). On ne considère que les arbres vivants et les vétérans sont exclus s'ils constituent moins de 25% du couvert forestier. L'estimation du groupement forestier s'est faite visuellement sur le terrain. Les classes de groupement forestier retenues sont : 1. Régénération sans dominance (2-20 ans), 2. Aulnaies, 3. Feuillus tolérants (Ft), 4. Feuillus intolérants (Fi), 5. Feuillus tolérants avec du résineux (FtR), 6. Résineux avec des feuillus tolérants (RFt), 7. Résineux avec des feuillus intolérants (RFi) et 8. Résineux (R). La liste des essences tolérantes, intolérantes et résineuses est présentée en annexe C.

Âge du peuplement.-- L'âge du peuplement a été déterminé à l'aide de cartes écoforestières numériques mises à jour en 2001 et du logiciel ArcView GIS 3.2 (1999). Les classes d'âge utilisées sont : 2-20 ans, 20-60 ans, 60-100 ans ainsi que les peuplements inéquiennes jeunes (origine < 80 ans) et vieux (origine > 80 ans) (JIN et VIN). Les peuplements étagés (deux étages distincts) ont été inclus dans les classes d'âge JIN et VIN en utilisant l'âge de l'étage dominant.

Hauteur du peuplement.-- La hauteur du peuplement a été mesurée sur un seul arbre à l'aide d'un clinomètre. L'arbre choisi représentait la hauteur moyenne du couvert. La hauteur a par la suite été rapportée par classe de hauteur : 1,5-4 m, 5-7 m, 8-12 m, 13-17 m et ≥ 18 m.

Recouvrement des strates.-- Le recouvrement est défini comme le pourcentage de la surface du sol occupé par la projection des cimes ou du feuillage de chaque espèce ou de l'ensemble d'une strate végétale donnée (Barbour et al. 1999).

Le recouvrement de la strate arborescente (> 4 m hauteur), arbustive haute (1-4 m hauteur) et arbustive basse (< 1 m hauteur) a été évalué selon la méthode d'interception sur la ligne. Une ligne de 30 m de longueur orientée nord-sud et centrée sur la parcelle de 400 m^2 a été utilisée. Le recouvrement total, feuillu et résineux, a été noté à tous les mètres, ce qui nous a permis d'obtenir un pourcentage de recouvrement pour chacune des trois strates. Les classes de recouvrement utilisées sont : 0%, 1-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80% et 80-100%.

Obstruction latérale.-- L'obstruction latérale de la végétation a été mesurée à l'aide d'une planche à profil de 2 m de hauteur subdivisée en quatre sections de 50 cm (Nudds 1977). La planche était placée au centre de la parcelle de 400 m^2 et quatre lectures en position debout ont été effectuées à une distance de 15 m. Les quatre directions correspondaient à chacun des points cardinaux. La densité du feuillage a été évaluée pour chacune des subdivisions de la planche selon les classes de visibilité suivante : 1-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80% et 80-100%. Le pourcentage d'obstruction latérale entre

0 et 2 m se calcule à l'aide de cette formule : % d'obstruction = $100 - [20 * (\text{moyenne des cotes}) - 10]$.

Intervention forestière.-- La présence d'une intervention forestière dans la placette échantillon de 400 m² a été notée et groupée selon les termes suivants : coupe totale, coupe avec protection de la régénération, coupe par bandes et plantation (coupes totales = CT); coupe de jardinage, coupe de préjardinage, coupe d'amélioration, coupe partielle et coupe progressive d'ensemencement (interventions partielles = IP). L'année de l'intervention et le type d'intervention forestière ont par la suite été validés à l'aide de cartes écoforestières numériques mises à jour en 2001 et du logiciel ArcView GIS 3.2. Dans le cas d'une CT, l'âge de l'intervention forestière a été divisée en deux classes : coupe totale 2-10 ans et coupe totale 11-20 ans.

Pente du terrain.-- La pente a été mesurée en degrés à l'aide d'un clinomètre. La mesure a été prise au centre de la parcelle de 400 m². Les classes de pentes utilisées sont : 0-10°, 10-20° et 20°+.

Distance à une bordure.-- Cette donnée nous renseigne sur l'importance de la présence de bordures (écotones) dans l'habitat de la gélinotte huppée. Nous avons mesuré la distance en mètre de chacune des localisations de gélinottes et de chacun des points de contrôles au chemin (chemin forestier, sentier), plan d'eau (ruisseau, rivière, lac) et coupe totale 2-20 ans le plus près. Les mesures ont été effectuées avec des cartes écoforestières numériques mises à jour en 2001 et le logiciel ArcView GIS 3.2.

Traitement des données

Domaines vitaux

Les domaines vitaux des femelles avec couvée ont été estimés à partir des données de télémétrie, de la date de capture jusqu'au 10 septembre 2001. La taille des domaines vitaux a été estimée à l'aide de la méthode du polygone convexe minimum à 100% (MCP) (Mohr 1947) et de la méthode kernel fixe à 95% (Worton 1989). Le paramètre « h » (« smoothing parameter ») a été calculé via le « least-square cross-validation » (LSCV). Cette approche est considérée comme étant la plus robuste estimation kernel de la taille et du contour d'un domaine vital (Worton 1995, Seaman et Powell 1996). Les lacs et rivières ont été soustraits de la taille et du contour des domaines vitaux puisqu'ils ne font pas partie de l'habitat de la gélinotte huppée. La taille et la forme des domaines vitaux ont été estimées à l'aide de l'extension Animal Movement Analyst 2.04 (AMAE) (Hooge et Eichenlaub 2000) du logiciel ArcView GIS 3.2.

Nous avons utilisé un test de t de Student pour déterminer s'il y avait une différence entre la taille moyenne des domaines vitaux du secteur BDJ et du secteur LAN. Le domaine vital était la variable dépendante et le secteur d'étude était la variable de regroupement (variable indépendante). Le teste de t de Student a été effectué séparément pour l'approche MCP et pour l'approche kernel. Afin de rencontrer les suppositions de base du test de t, nous avons vérifié la normalité, l'homogénéité des variances et la

linéarité des données visuellement (« boxplot ») et en comparant les résidus aux valeurs prédites (« scatterplot »). Le test de t est considéré comme étant assez robuste et il peut tolérer une certaine non-normalité des données. Toutefois, l'homogénéité des variances demeure fondamentale à l'analyse, surtout si la taille des échantillons est très inégale (Glass et al. 1972). La non-homogénéité des variances est souvent due à une distribution non-symétrique des données (« skewed distribution »). La normalisation des données à l'aide de transformations règle, dans bien des cas, le problème des variances inégales. Finalement, le test de t est très sensible aux valeurs extrêmes (« outliers ») (Quinn et Keough 2002). La racine carrée de la variable superficie du domaine vital a été utilisée afin de mieux rencontrer les suppositions de base du test de t. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel Systat 10.0 (2000). Un $P < 0,05$ indiquait une différence significative.

Puisque la méthode du MCP est influencée par le nombre de localisations utilisées pour faire l'estimation (Jennrich et Turner 1969, Boulanger et White 1990), nous avons utilisé un échantillonnage bootstrap à 100 permutations avec remise afin d'examiner la relation entre le nombre de localisations et la superficie moyenne des domaines vitaux (extension AMAE 2.04). Lorsque la courbe était tangente et que l'erreur-type était réduit c'est qu'il y avait suffisamment de localisations pour estimer la superficie du domaine vital.

Utilisation de l'habitat

Nous avons caractérisé les habitats utilisés par 29 femelles gélinottes en mesurant 21 paramètres floristiques et 19 paramètres physionomiques (Tableau 2.2). Les analyses statistiques ont été faites en combinant l'ensemble des données de gélinottes par secteur. Les données non-conformes aux suppositions de base de l'ANOVA ont été transformées. Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel SAS/STAT 8.02 (SAS Institute inc. 1999). Un $P < 0,05$ indiquait une différence significative.

Les variables catégoriques (groupement forestier, type de peuplement, âge du peuplement, hauteur du peuplement, intervention forestière et pente du terrain) ont été analysées à l'aide d'un test d'homogénéité de khi carré (χ^2 test for homogeneity). Lorsque la disponibilité des habitats est estimée à partir d'un échantillonnage au lieu d'être mesurée à partir d'une carte, la comparaison de l'utilisation avec la disponibilité doit être faite avec un test d'homogénéité et non un test d'ajustement des données (goodness-of-fit) (Marcum et Loftsgaarden 1980, Jelinski 1991). Un modèle log-linéaire généralisé pour une distribution de Poisson a d'abord été ajusté sur les données afin de déterminer si la variable « secteur » (BDJ et LAN) avait un effet sur les variables d'habitat en « présence » (localisation) ou en « absence » (contrôle) de gélinottes (Heisey 1985). Lorsque la relation utilisation-disponibilité n'était pas la même pour les deux secteurs, la variable catégorique était analysée séparément pour les deux secteurs d'étude. Lorsque le test de χ^2 indiquait une hétérogénéité au sein du groupe échantillon, des intervalles de confiance simultanés à 95% ont été construits afin de connaître quels échantillons (catégories) étaient responsables de cette hétérogénéité (Marcum et Loftsgaarden 1980). Une catégorie est utilisée en proportion avec sa disponibilité lorsque l'intervalle de confiance comprend la valeur 0. Si 0 n'est pas inclus dans l'intervalle et que les deux valeurs sont négatives, la catégorie est significativement plus utilisée par

rapport à la disponibilité. Au contraire, si 0 n'est pas dans l'intervalle et que les deux valeurs sont positives, la catégorie est significativement moins utilisée par rapport à la disponibilité (Marcum et Loftgaarden 1980).

Les variables continues ou discrètes (surface terrière, densité de tiges, nombre d'espèces, recouvrement des strates arborescentes, arbustives hautes, arbustives basses et herbacées, obstruction latérale et distance à une bordure) ont été analysées à l'aide d'ANOVA à deux facteurs (Two-way factorial for unbalanced data : GLM procedure). Dans le cas où l'interaction était différente pour les deux secteurs (BDJ et LAN), le modèle était suivi d'un test de Least-Square Means (LSMs). La racine carrée des variables de distance à une bordure (chemin, surface d'eau, coupe totale 2-20), de recouvrement herbacé et d'obstruction latérale a été utilisée afin de mieux rencontrer les suppositions de base de l'ANOVA.

Puisque les gélinottes ont été capturées près des chemins et que les coupes totales sont généralement situées près des chemins, nous avons procédé à un test de t pairé afin de valider l'importance des chemins dans l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée. Des points de contrôles supplémentaires ont été générés à l'intérieur des 17 domaines vitaux de gélinottes huppées. Le nombre de points de contrôles était équivalent au nombre de localisations utilisé pour estimer les domaines vitaux. Les distances aux chemins pour les localisations de gélinottes ont été comparées à celles des points de contrôles en utilisant les gélinottes comme unité d'échantillonnage.

Une régression logistique a été utilisée afin de modéliser l'utilisation d'habitat chez la femelle gélinotte avec couvée. Cette méthode permet de faire ressortir les variables d'habitat qui diffèrent le plus entre les localisations de gélinottes et les points de contrôles. Le modèle permet de prédire la présence de gélinottes en utilisant les variables les plus influentes. Les variables d'habitat présentant un $P < 0,15$ lors des tests univariés ont été retenues dans cette analyse (Hosmer et Lemeshow 2000). La multicolinéarité de ces variables a été vérifiée à l'aide de l'indice de condition ($r < 0,30$; Belsley et al. 1980). Dans le cas où il y avait multicolinéarité, seule la variable présentant la plus faible probabilité a été retenue. Nous avons utilisé la méthode des polynômes fractionnaires (Royston et Altman 1994) pour déterminer si la relation entre la probabilité d'occurrence et chaque variable indépendante était linéaire. Lorsque nécessaire, les variables ont été transformées en utilisant la meilleure transformation suggérée par l'analyse des polynômes fractionnaires. Les variables présentant une distribution normale ou non-symétrique ont été incluses dans le modèle sous un terme linéaire et un terme transformé.

Une régression logistique pas-à-pas a été conduite avec les variables retenues. Nous avons utilisé le test du khi-carré de Wald pour déterminer l'importance des variables sélectionnées par le modèle; un khi-carré élevé indiquait une plus grande importance relative. L'aire sous la courbe ROC (Receiver Operating Characteristic) et le Cohen's kappa (Cohen 1960) ont été utilisés pour valider l'ajustement du modèle (Manel et al. 2001). Nous avons également utilisé la statistique de Hosmer-Lemeshow (HLs) pour vérifier la conformité (goodness-of-fit) du modèle (Hosmer et Lemeshow 2000).

Dû à des contraintes logistiques, le pourcentage de sites correctement classifié (localisation vs contrôles) à été vérifié à l'aide de la méthode de validation « leave-one-out » (méthode LOO; Stone 1977). Cette pseudo-validation classe chaque observation en utilisant la fonction logistique développée avec toutes les observations, mais elle omet celle qui est classifiée. Les sites ayant une probabilité $\geq 0,70$ ont été considérés comme étant des sites de localisation de gélinottes.

RÉSULTATS

Nous avons fait le suivi télémétrique de 29 gélinottes avec couvée, soit 14 dans BDJ et 15 dans LAN. Au total, nous avons obtenu 490 localisations (219 BDJ, 271 LAN). Des 29 gélinottes, 9 ont été localisées à moins de 14 reprises en raison de mortalité (6), d'une capture tardive (2) ou d'un déplacement dans un secteur inaccessible (1). Trois femelles ont perdu leur couvée au mois de juillet et n'ont pas été retenues dans l'étude des domaines vitaux.

Domaines vitaux

Nous avons estimé la taille du domaine vital de 17 femelles gélinottes avec couvée (7 BDJ; 10 LAN). Elles ont été localisées de 16 à 25 reprises (moyenne = 21,2, écart-type (SD) = 2,4; Tableau 2.3). L'analyse des écart-types et des courbes de domaines vitaux générés à partir des échantillonnages bootstrap démontre qu'en moyenne les domaines vitaux atteignent une surface stable autour de 20 localisations télémétriques (Tableau 2.3; Annexe D). Les gélinottes P38 et P41 n'ont pas clairement atteint cette stabilité après 22 localisations. L'élimination de ces gélinottes ne modifie pas les résultats des analyses de comparaison des domaines vitaux moyens des secteurs BDJ et LAN.

En utilisant les méthodes d'estimation MCP à 100% et kernel fixe à 95%, nous avons respectivement obtenu un domaine vital moyen de 29,9 ha (SD = 22,1, étendu = 5,3-79,7) et de 46,9 ha (SD = 34,7, étendu = 7,1-123,0). Les tailles moyennes des domaines vitaux des secteurs BDJ et LAN ne différaient pas (MCP: $t = 1,71$, $df = 10,2$, $P = 0,118$; kernel: $t = 1,10$, $df = 12,2$, $P = 0,291$).

Utilisation de l'habitat

Nous avons fait l'analyse de l'habitat utilisé par 29 femelles gélinottes avec couvée (14 BDJ; 15 LAN). Au total, nous avons fait le relevé végétal de 355 localisations de gélinottes, soit 170 dans le BDJ et 185 dans le LAN. En moyenne (SD) nous avons utilisé $12,2 \pm 5,8$ relevés de végétation par gélinotte. Nous avons également fait le relevé végétal de 147 points de contrôles (74 BDJ; 73 LAN). Les variables catégoriques ont été analysées (khi carré) en combinant les données des deux secteurs puisque les modèles log-linéaires n'indiquaient pas de différence entre les deux secteurs. Certaines variables continues ont quant à elles été analysées (GLM) séparément pour les deux secteurs puisqu'elles ne présentaient pas la même relation ($P < 0,05$: colonne « Site*gél. ») (Tableau 2.5-6).

Physionomie du milieu

Les femelles gélinottes avec leur couvée ont utilisé en plus grande proportion les peuplements mélangés (58% des localisations) qui étaient en régénération (54% des localisations) (Tableau 2.4). Ces peuplements étaient âgés de 2 à 20 ans (56%), avaient une hauteur de 1,5 à 7 m (55%) et étaient situés en faible pente (87%) (Tableau 2.4). Les peuplements utilisés étaient surtout issus de coupes totales, de coupes avec protection de la régénération ou de coupes par bandes âgées de 11 à 20 ans (47%) (Tableau 2.4). Les femelles gélinottes ont évité les peuplements résineux, les peuplements matures avec ou sans interventions forestières partielles et les pentes raides (Tableau 2.4).

Les gélinottes ont utilisé les peuplements dont le recouvrement arborescent (>4 m) était respectivement de 62% et de 35% pour les secteurs BDJ et LAN (Tableau 2.5). Le recouvrement de cette strate était significativement plus faible aux localisations de gélinottes qu'aux points de contrôles dans le secteur LAN ($P < 0,0001$). Dans BDJ et LAN les feuillus dominaient la strate arborescente et ils présentaient un recouvrement significativement plus faible qu'aux points de contrôles ($P = 0,002$). Dans le secteur LAN, le recouvrement résineux arborescent était plus faible aux localisations de gélinottes qu'aux points de contrôles ($P < 0,0001$). Le recouvrement arbustif haut (1-4 m) était de 71% dans les deux secteurs, ce qui ne différait pas des points de contrôles ($P = 0,121$) (Tableau 2.5). Les espèces feuillues dominaient la strate arbustive haute avec 58% de recouvrement. Le recouvrement des espèces résineuses de cette strate était significativement plus faible aux sites utilisés par les couvées qu'aux points de contrôles ($P = 0,002$). Le recouvrement arbustif bas (<1 m) était plus faible aux localisations de gélinottes (38%) qu'aux points de contrôles (52%) ($P < 0,0001$). Les essences feuillues dominaient cette strate (22%) et étaient moins abondante qu'aux points de contrôles (36%) ($P < 0,0001$). Les espèces résineuses avaient un recouvrement de 15% dans le BDJ et de 13% dans le LAN et étaient significativement plus faibles dans le secteur LAN comparativement aux points de contrôles. L'obstruction latérale était quant à elle significativement plus élevée aux localisations de gélinottes (76%) qu'aux points de contrôles (68%) (Tableau 2.5).

Les femelles étaient significativement plus près des chemins (54 ± 3 m) que les points de contrôles (67 ± 3 m) ($t = -2,648$, $df = 16$, $P = 0,018$). La distance aux surfaces d'eau était significativement plus faible pour les localisations de gélinottes du secteur LAN (Tableau 2.5).

Composition végétale

La surface terrière et la densité des arbres ($d_{hp} \geq 9$ cm) étaient significativement plus faibles aux localisations de gélinottes (BDJ et LAN = $8,2 \text{ m}^2/\text{ha}$; BDJ = 342 tiges/ha, LAN = 207 tiges/ha) ($P < 0,0001$) (Tableau 2.6). La surface terrière des résineux et la densité des résineux étaient significativement plus faibles dans le secteur LAN seulement ($P < 0,0001$). Les espèces d'arbres les plus souvent rencontrées aux localisations de gélinottes étaient, dans l'ordre, le sapin baumier, le bouleau jaune,

l'épinette noire, l'érable à sucre, le bouleau blanc et l'érable rouge (Figure 2.2; Annexe C).

La densité des arbustes dans les deux secteurs était de 29085 tiges/ha (SE = 783) et elle était significativement plus élevée aux localisations de gélinottes qu'aux points de contrôles ($P < 0,0001$) (Tableau 2.6). La densité des arbustes <1 cm dhp était de 21300 tiges/ha et elle était significativement plus élevée qu'aux points de contrôles (14161 tiges/ha) ($P < 0,0001$). Les feuillus non commerciaux constituaient une forte proportion de la strate arbustive (16125 tiges/ha). Dans les habitats utilisés par les gélinottes, les feuillus intolérants étaient significativement plus abondants dans le LAN (5070 tiges/ha) tandis que les feuillus tolérants étaient plus élevés dans le BDJ (5235 tiges/ha) ($P < 0,0001$). On note aussi une plus forte présence de framboisiers (*Rubus* sp.) dans les habitats utilisés par les gélinottes (BDJ = 13340 tiges/ha; LAN; 34566 tiges/ha) ($P < 0,0001$) (Tableau 2.6). Les arbustes les plus souvent rencontrés aux localisations de gélinottes étaient, dans l'ordre, l'érable à épis, le sapin baumier, le cerisier de Pennsylvanie, le bouleau blanc, le viorne à feuilles d'Aulne, le bouleau jaune, le noisetier à long bec, l'érable à sucre et l'aulne rugueux (Figure 2.3; Annexe C).

La strate herbacée dans les deux secteurs était semblable entre les localisations et les points de contrôles (Tableau 2.6). Le recouvrement des plantes latifoliées, des graminées et des fougères était relativement faible (8-32% de couvert). Les cryptogrammes sont exclus car ils ne sont pas une obstruction au déplacement ou à la visibilité des gélinottes. Les espèces les plus rencontrées étaient, dans l'ordre, le framboisier, le maïenthème du Canada, la trientale boréale, la clintonie boréale, le cornouiller du Canada, l'oxalide de montagne et l'aralie à tige nue (Figure 2.4; Annexe C).

On observe un nombre significativement plus élevé d'espèces arbustives (7,6 espèces) et d'espèces herbacées (6,7 espèces) dans les milieux utilisés par les gélinottes huppées ($P < 0,0001$). Au niveau de la strate arborescente le nombre d'espèces d'arbre était significativement plus faible (2,7 espèces) ($P = 0,036$).

Régression logistique

La régression logistique pas-à-pas a généré un modèle prédisant la présence de gélinottes avec couvée (courbe ROC = 0,93; Cohen's kappa = 0,63; HLs $\chi^2 = 8,84$, df = 8, $P = 0,356$; likelihood ratio $\chi^2 = 316,86$, df = 8, $P < 0,0001$; Tableau 2.7). Le modèle a retenu huit variables. La probabilité de rencontrer une couvée était plus élevée près des chemins et des coupes totales 11-20 ans. Les localisations de gélinottes avec couvée étaient associées à un plus grand nombre d'espèces arbustives et à un plus faible couvert résineux arbustif haut. Les variables couvert arbustif feuillu (<1 m) et couvert arborescent feuillu (>4 m) ont été retenues sous deux termes. Un couvert feuillu arbustif faible (0-30%) influençait positivement la présence de gélinottes tandis qu'un couvert plus élevé (30-100%) réduisait la probabilité d'occurrence des gélinottes. Un couvert feuillu arborescent de 0-40% augmentait la probabilité de présence de gélinottes et un couvert de 40-100% réduisait la probabilité de rencontrer une couvée de gélinotte. Le modèle a classifié correctement 93.3% des localisations de gélinottes. La méthode de

validation LOO a correctement classifié 84,7% des localisations de gélinottes et 81,7% des points de contrôles.

CONCLUSIONS

Les femelles gélinottes avec couvée ont sélectionné les peuplements mélangés en régénération, de 1,5 à 7 m de hauteur, issus de coupes totales âgées de 11 à 20 ans. Ces sites étaient caractérisés par un couvert arbustif haut dense (1-4 m de hauteur), une obstruction latérale élevée, une densité arbustive élevée et ils étaient situés plus près des chemins et des sentiers que les points de contrôles. L'ensemble de ces caractéristiques d'habitat fournit un couvert de protection horizontale et verticale dense contre la prédation aérienne et terrestre. Les sites utilisés par les gélinottes avaient un faible recouvrement herbacé ce qui peut faciliter les déplacements au sol ainsi que la surveillance du territoire. La proximité des chemins et des sentiers, fournit, de par les bordures, une végétation herbacée et ligneuse de faible hauteur dans laquelle abondent fruits, graines et insectes. Ces milieux sont une bonne source de nourriture pour les poussins et ils assurent également un certain couvert de protection.

L'aménagement de l'habitat d'élevage des couvées de gélinottes huppées devrait privilégier les interventions forestières, telles que les coupes totales, qui assurent la croissance de jeunes peuplements équiennes mixtes à dominance feuillue caractérisés par une densité de tiges arbustives élevée ($d_{hp} < 9$ cm). Les parterres de coupes devraient maximiser l'effet de bordure tout en maintenant une surface intérieure suffisamment grande pour assurer un couvert de protection. Finalement, l'utilisation d'éclaircies précommerciales, où l'on réduit le nombre de tiges/ha des peuplements âgés de 5 à 20 ans à une valeur 1875-3125 tiges/ha, est à éviter.

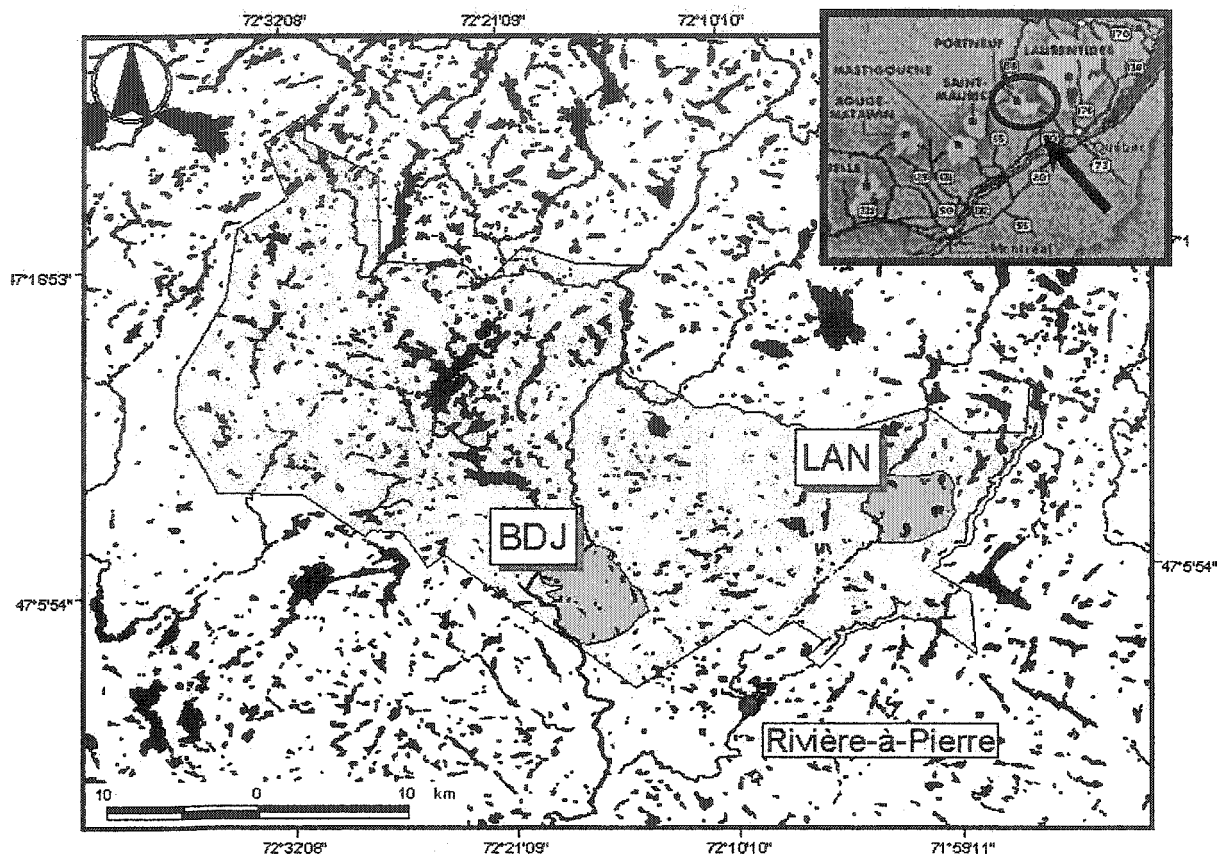


Figure 2.1. Localisation des aires d'étude Belles-de-Jour et Landry dans la réserve faunique de Portneuf, Québec.

Tableau 2.1. Caractéristiques des peuplements rencontrés dans les deux secteurs d'étude, BDJ et LAN, de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.

Caractéristiques des peuplements	Proportion des points de contrôles (%)	
	BDJ (74)	LAN (73)
Âge		
2-20 ans	18	33
20-60 ans	7	21
60-100 ans	16	30
Peuplement étagé ou inéquienne	59	16
Hauteur		
1,5-7 m	23	40
7-18 m	28	37
>18 m	49	23
Intervention forestière		
Aucune	47	47
Coupe totale 2-10 ans	8	6
Coupe totale 11-20 ans	10	28
Intervention partielle (>20 ans) ^a	35	19

^a Intervention partielle : coupe de jardinage, coupe de préjardinage, coupe d'amélioration, coupe partielle et coupe progressive d'ensemencement.

Tableau 2.2. Paramètres utilisés pour caractériser la physionomie du milieu (paramètres physionomiques) et la composition végétale (paramètres floristiques) aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée et aux points de contrôles.

Paramètres physionomiques	Paramètres floristiques
Type de peuplement	<i>Strate arborescente (dhp ≥ 9 cm)</i>
Groupe forestier	Surface terrière totale (m ² /ha)
Âge du peuplement	Feuillue
Hauteur du peuplement	Résineuse
Intervention forestière	Densité totale (tiges/ha)
Pente du terrain	Feuillue
<i>Recouvrement des strates (%)</i>	Résineuse
Total arborescent (>4 m)	Nombre d'espèces d'arbres
Feuillu arborescent	<i>Strate arbustive (hauteur ≥ 50 cm et dhp < 9 cm)</i>
Résineux arborescent	Densité des arbustes < 1 cm dhp (tiges/ha)
Total arbustif haut (1-4 m)	Densité totale arbustive (tiges/ha)
Feuillu arbustif haut	Feuillu non commercial
Résineux arbustif haut	Feuillu tolérant
Total arbustif bas (<1 m)	Feuillu intolérant
Feuillu arbustif bas	Résineux
Résineux arbustif bas	Densité framboisier (<i>Rubus</i> sp.)
<i>Obstruction latérale (%)</i>	Nombre d'espèces d'arbustes
0 à 2 m	<i>Strate herbacée (hauteur < 50 cm)</i>
<i>Distance à une bordure (m)</i>	Recouvrement total (%)
Chemin et sentier	Latifolié
Surface d'eau	Graminée
Coupe totale 2-20 ans	Fougère
	Cryptogramme
	Nombre d'espèces herbacées

Tableau 2.3. Superficie des domaines vitaux évaluée à l'aide des méthodes du polygone convexe minimum à 100% (MCP) et du kernel fixe (FK) à 95% de 17 gélinottes femelles avec couvée dans la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.

Gélinotte	Secteur	Écart-type (Bootstrap) ^a	MCP 100% (ha)	FK 95% (ha)	Nombre de localisations (<i>n</i>)
P37	BDJ	4,6	52,6	85,9	21
P38	BDJ	12,0	69,7	83,9	22
P39	BDJ	4,9	30,1	53,9	22
P41	BDJ	13,2	79,7	103,6	22
P44	BDJ	3,0	11,6	7,1	23
P45	BDJ	6,1	34,8	46,1	20
P54	BDJ	2,6	11,4	25,9	24
P36	LAN	6,4	27,6	49,8	18
P48	LAN	1,6	10,3	17,4	22
P49	LAN	0,7	5,3	14,5	18
P52	LAN	0,9	5,5	9,0	23
P53	LAN	7,6	50,1	123,0	22
P56	LAN	1,7	16,2	28,8	25
P57	LAN	4,9	34,7	63,9	21
P58	LAN	6,2	32,1	32,1	23
P59	LAN	1,9	12,4	16,4	19
P60	LAN	6,0	25,0	36,3	16
Moyenne ± écart-type (SD)			29,9 ± 22,1	46,9 ± 34,7	21,2 ± 2,4

^a Échantillonnage bootstrap à 100 permutations avec remise ($n - 1$) calculé à partir de la méthode MCP.

Tableau 2.4. Comparaison des paramètres décrivant la physionomie du milieu aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée (n = 355) vs les sites contrôles (n = 147), de la mi-juin à la fin août 2001, dans la réserve faunique de Portneuf.

Variables	% Localisation (utilisation)	% Contrôle (disponibilité)	Nombre de localisations	Nombre de contrôles	Intervalle de confiance ^a	Utilisation vs disponibilité ^b
<i>Groupe forestier</i> ($\chi^2 = 66,1$, df = 7, $P < 0,0001$) ^c						
Régénération (2-20 ans)	53,5	25,3	190	37	(-0,37; -0,19)	+
Aulnaie	2,0	0,7	7	1	(-0,03; 0,01)	=
Feuillu tolérant	9,6	28,8	34	42	(0,11; 0,27)	-
Feuillu intolérant	1,4	0,7	5	1	(-0,03; 0,01)	=
Feuillu tolérant / résineux	13,8	11,6	49	17	(-0,08; 0,04)	=
Résineux / feuillu tolérant	11,0	12,3	39	18	(-0,05; 0,08)	=
Résineux / feuillu intolérant	4,0	2,7	14	4	(-0,05; 0,02)	=
Résineux	4,8	17,8	17	26	(0,06; 0,20)	-
<i>Type de peuplement</i> ($\chi^2 = 23,6$, df = 2, $P < 0,0001$)						
Feuillu	35,8	40,1	127	59	(-0,05; 0,14)	=
Mélangé	58,0	40,8	206	60	(-0,27; -0,08)	+
Résineux	6,2	19,1	22	28	(0,06; 0,20)	-
<i>Âge du peuplement</i> ($\chi^2 = 40,0$, df = 4, $P < 0,0001$)						
2-20 ans	55,7	25,3	190	37	(-0,39; -0,21)	+
20-60 ans	9,7	13,7	33	20	(-0,02; 0,11)	=
60-100 ans	10,9	22,6	37	33	(0,04; 0,20)	-
JIN et étagé	15,8	19,9	54	29	(-0,03; 0,12)	=
VIN et étagé	8,8	17,8	30	26	(0,02; 0,16)	-

Tableau 2.4. Suite

Variables	% Localisation (utilisation)	% Contrôle (disponibilité)	Nombre de localisations	Nombre de contrôles	Intervalle de confiance ^a	Utilisation vs disponibilité ^b
<i>Hauteur du peuplement</i> ($\chi^2 = 23,2$, df = 4, $P < 0,0001$)						
1,5-4 m	29,9	17,7	106	26	(-0,20; -0,04)	+
5-7 m	24,8	13,6	88	20	(-0,18; -0,04)	+
8-12 m	5,1	6,8	18	10	(-0,03; 0,06)	=
13-17 m	15,5	25,9	55	38	(0,02; 0,18)	-
18+ m	24,8	36,1	88	53	(0,02; 0,20)	-
<i>Intervention forestière</i> ($\chi^2 = 37,2$, df = 3, $P < 0,0001$)						
Coupe totale 2-10 ans	6,2	6,8	22	10	(-0,04; 0,05)	=
Coupe totale 11-20 ans	46,5	18,5	165	27	(-0,36; -0,20)	+
Intervention partielle	13,8	27,4	49	40	(0,06; 0,22)	-
Aucune intervention	33,5	47,3	119	69	(0,04; 0,23)	-
<i>Pente</i> ($\chi^2 = 14,2$, df = 2, $P = 0,0008$)						
0-10°	86,8	73,5	308	108	(-0,21; -0,05)	+
10-20°	10,1	17,7	36	26	(0,01; 0,14)	-
20+°	3,1	8,8	11	13	(0,01; 0,11)	-

^a Calculs d'intervalles de confiance simultanés à 95% (Marcum et Loftsgaarden 1980).

^b (-), (+) et (=) indiquent que les catégories ont respectivement été utilisées en proportion moindre, plus grande ou égale à la disponibilité.

^c Liste des essences tolérantes, intolérantes et résineuses en annexe C.

Tableau 2.5. Comparaisons des paramètres décrivant la physionomie du milieu aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée vs les sites contrôles, de la mi-juin à la fin août 2001, dans la réserve faunique de Portneuf.

Variables	Site*	Aires d'étude combinées (moyenne (\pm SE))			Belles-de-Jour (BDJ) (moyenne (\pm SE))			Landry (LAN) (moyenne (\pm SE))		
	<i>P</i>	Loc. gé. (355)	Contrôles (147)	<i>P</i>	Loc. gé. (170)	Contrôles (74)	<i>P</i>	Loc. gé. (185)	Contrôles (73)	<i>P</i>
<i>Recouvrement des strates (%)</i>										
Total arborescent (>4 m)	0,013				62,4 (2,5)	71,7 (3,8)	0,173	34,5 (2,4)	57,4 (3,8)	<0,0001
Feuillu arborescent	0,957	37,3 (1,7)	47,2 (2,6)	0,002						
Résineux arborescent	0,007				20,8 (1,9)	19,7 (2,9)	0,760	12,5 (1,8)	24,5 (2,9)	<0,0001
Tot. arbustif haut (1-4 m)	0,704	71,1 (1,2)	69,8 (1,9)	0,121						
Feuillu arbustif haut	0,268	58,2 (1,5)	53,3 (2,3)	0,076						
Résineux arbustif haut	0,563	20,1 (1,1)	26,4 (1,7)	0,002						
Tot. arbustif bas (<1 m)	0,070	38,4 (1,3)	52,1 (2,0)	<0,0001						
Feuillu arbustif bas	0,760	22,3 (1,1)	35,5 (1,7)	<0,0001						
Résineux arbustif bas	0,008				15,1 (1,3)	13,8 (2,0)	0,594	13,2 (1,2)	20,7 (2,0)	0,001
<i>Obstruction latérale (%)</i>										
0-2 m	0,392	75,9 (1,0)	67,9 (1,5)	<0,0001						
<i>Distance à une bordure (m)</i>										
Chemin et sentier	0,049	60 (5)	183 (8)		93 (7)	212 (11)	<0,0001	27 (7)	154 (11)	<0,0001
Surface d'eau	<0,000				239 (10)	204 (16)	0,346	92 (10)	195 (16)	<0,0001
Coupe totale 2-20 ans	0,961	98 (15)	291 (23)	<0,0001						

- Caractère gras : différence significative ($P < 0,05$)

- SE = erreur-type

Tableau 2.6. Comparaisons des paramètres décrivant la composition végétale aux localisations de femelles gélinottes huppées avec couvée vs les sites contrôles, de la mi-juin à la fin août 2001, dans la réserve faunique de Portneuf.

Variables	Site*	Aires d'étude combinées			Belles-de-Jour (BDJ)			Landry (LAN)		
	gél.	(moyenne (±SE))			(moyenne (±SE))			(moyenne (±SE))		
	<i>P</i>	Loc. gél. (355)	Contrôles (147)	<i>P</i>	Loc. gél. (170)	Contrôles (74)	<i>P</i>	Loc. gél. (185)	Contrôles (73)	<i>P</i>
<i>Arbres (dhp ≥9 cm)</i>										
Surface terrière tot. (m²/ha)	0,171	8,2 (0,5)	14,9 (0,7)	<0,0001						
Résineuse	0,003				4,3 (0,5)	5,4 (0,7)	0,216	2,6 (0,5)	7,2 (0,7)	<0,0001
Feuillue	0,330	4,8 (0,3)	8,6 (0,5)	<0,0001						
Densité totale (tiges/ha)	0,005				342 (23)	498 (35)	<0,0001	207 (22)	527 (35)	<0,0001
Résineuse	<0,000				162 (20)	219 (31)	0,121	119 (19)	383 (31)	<0,0001
Feuillue	0,139	134 (7)	211 (12)	<0,0001						
Nb d'espèces d'arbres	0,158	2,7 (0,1)	3,1 (0,1)	0,036						
<i>Arbustes (hauteur ≥50 cm et dhp <9 cm) (tiges/ha)^a</i>										
Arbustes <1cm dhp	0,270	21300 (696)	14160 (926)	<0,0001						
Densité totale arbustive	0,498	29085 (783)	19340 (1216)	<0,0001						
Feuill. non-commercial	0,700	16125 (785)	11526 (1220)	0,002						
Feuillus intolérants	0,001				294 (360)	405 (546)	0,866	5070 (345)	2205 (550)	<0,0001
Feuillus tolérants	0,004				5235 (334)	2466 (506)	<0,0001	2319 (320)	2043 (509)	0,647
Résineux	0,440	5887 (294)	3232 (456)	<0,0001						
Densité <i>Rubus</i> sp.	0,006				13340 (2359)	4155 (3575)	0,033	34566 (2261)	8589 (3600)	<0,0001
Nb d'espèces arbustives	0,214	7,6 (0,1)	5,6 (0,2)	<0,0001						

Tableau 2.6. Suite

Variables	Site*	Aires d'étude combinées (moyenne (\pm SE))			Belles-de-Jour (BDJ) (moyenne (\pm SE))			Landry (LAN) (moyenne (\pm SE))		
	<i>P</i>	Loc. gél. (355)	Contrôles (147)	<i>P</i>	Loc. gél. (170)	Contrôles (74)	<i>P</i>	Loc. gél. (185)	Contrôles (73)	<i>P</i>
<i>Herbacées et régénération forestière (hauteur < 50 cm) (%)</i>										
Recouvrement total	0,792	46,2 (1,0)	43,1 (1,9)	0,061						
Latifolié	0,627	15,5 (0,6)	14,8 (1,1)	0,175						
Graminée	0,689	8,4 (0,6)	3,4 (0,8)	0,139						
Fougère	0,129	8,6 (0,4)	8,9 (0,8)	0,659						
Cryptogrammes	0,499	17,9 (0,8)	18,8 (2,0)	0,208						
Nb d'espèces herbacées	0,123	6,7 (0,1)	5,9 (0,2)	<0,0001						

- Caractères gras : différence significative ($P < 0,05$).

- SE = erreur-type

^a Liste des essences non-commerciales, intolérantes, tolérantes, feuillues et résineuses en annexe C.

Tableau 2.7. Variables retenues dans le modèle de régression logistique prédisant la présence de femelles gélinottes avec couvée dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001.

Variable (transformation)	Estimé	Erreur-type	P-value	Wald Chi-square
Ordonnée à l'origine	3,5550	0,7290	<0,0001	-
Distance au chemin (racine carrée)	-0,2711	0,0363	<0,0001	55,899
Feuillu arbustif bas <1 m hauteur	-2,0942	0,2858	<0,0001	53,679
Nombre d'espèces arbustives	0,5359	0,0800	<0,0001	44,890
Feuillu arbustif bas <1 m hauteur (log)	1,5016	0,3065	<0,0001	24,009
Distance coupe totale 11-20 ans (log)	-0,2089	0,0428	<0,0001	23,814
Résineux arbustif haut 1-4 m hauteur (x^3)	-0,0416	0,0086	<0,0001	23,648
Feuillu arborescent >4 m hauteur	0,9620	0,3271	0,0033	8,652
Feuillu arborescent >4 m hauteur (x^2)	-0,1394	0,0618	0,0242	5,083
(ROC curve = 0,93; Cohen's kappa = 0,63; likelihood ratio $\chi^2 = 316,86$, df = 8, $P < 0,0001$; HLs $\chi^2 = 8,84$, df = 8, $P = 0,356$)				

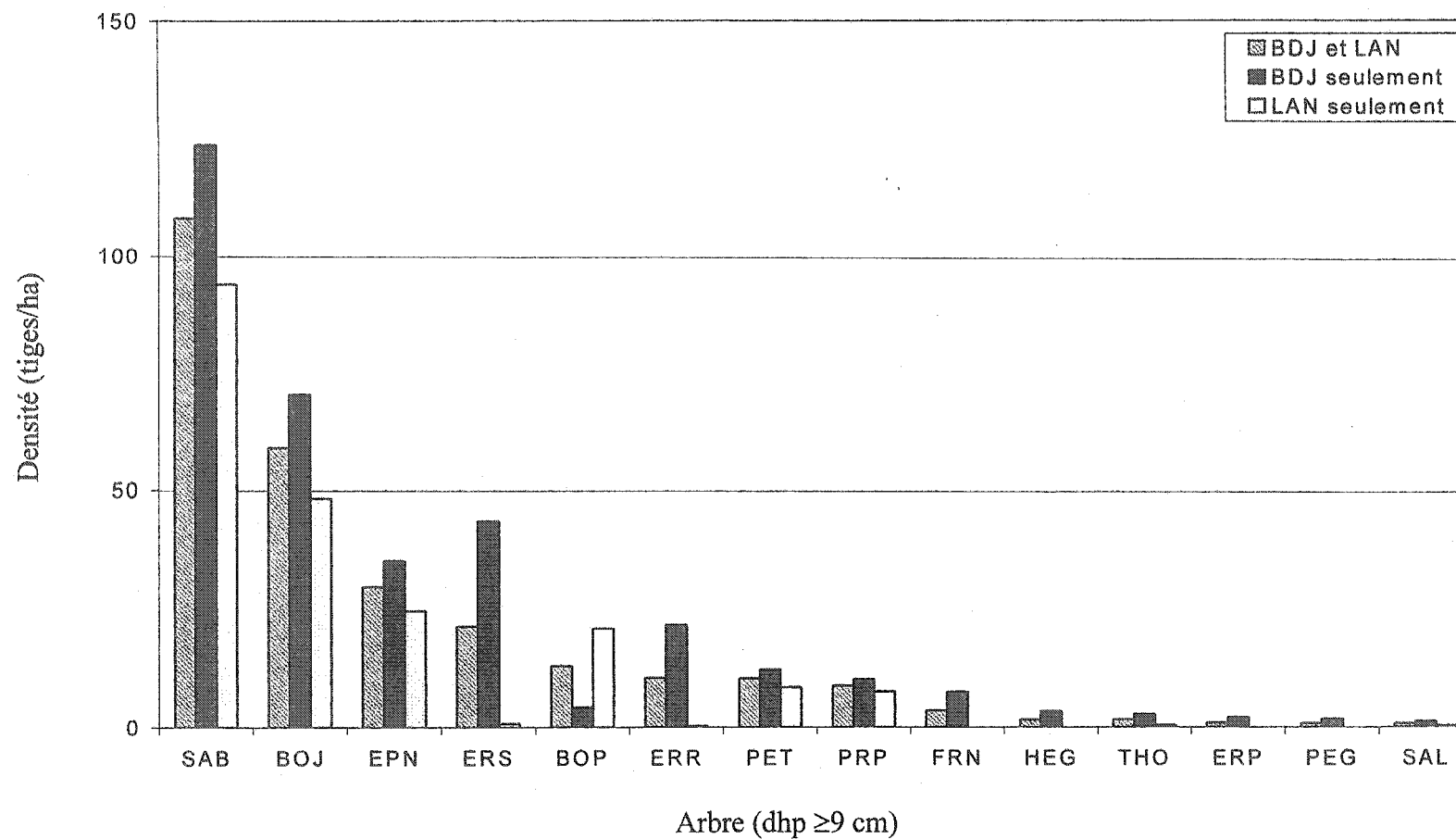


Figure 2.2. Densité des arbres rencontrés aux localisations de gélinottes dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001. La liste des codes et des densités d'espèces est présentée en annexe C.

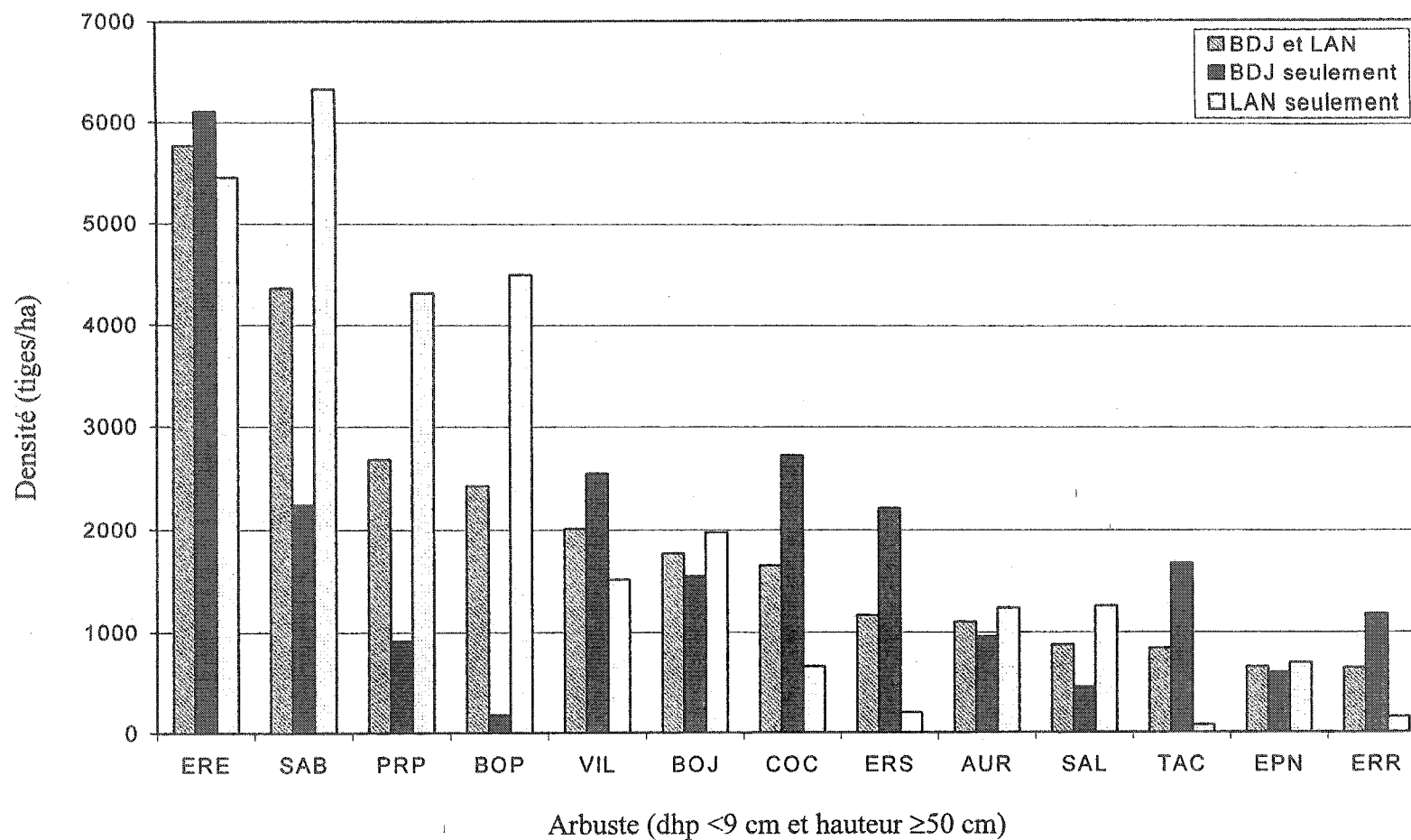


Figure 2.3. Densité des arbustes rencontrés aux localisations de gélinottes dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001. La liste des codes et des densités d'espèces est présentée en annexe C.

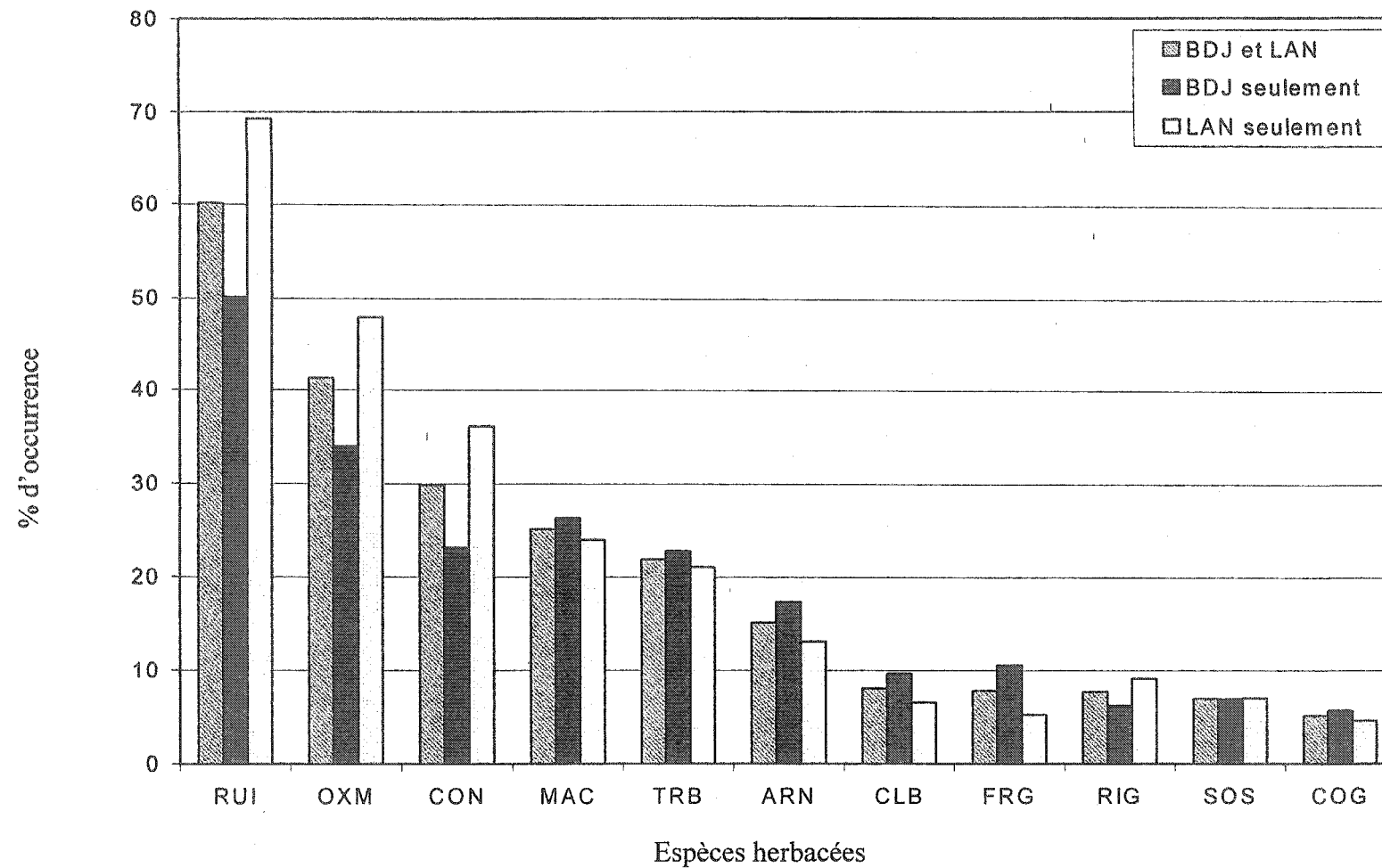


Figure 2.4. Pourcentage d'occurrence des espèces herbacées rencontrées aux localisations de gélinottes dans les deux secteurs d'étude de la réserve faunique de Portneuf, Québec, 2001. La liste des codes et des % d'occurrence est présentée en annexe C.

RÉFÉRENCES: CHAPITRE I ET II

- Aldrich, J. W. 1963. Geographic orientation of American Tetraonidae. *Journal of Wildlife Management* 27(4):528-545.
- Anderson, D. J. 1982. The home range: a new nonparametric estimation technique. *Ecology* 63:103-112.
- Archibald, H. L. 1975. Temporal patterns of spring space use by ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 39(3):472-481.
- ArcView GIS 3.2. 1999. Software program for Windows. Environmental Systems Research Institute, inc.
- Barbour, M. G., J. H. Burk, and W. D. Pitts. 1999. *Terrestrial Plant Ecology* 3rd Edition. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California, 649 p.
- Berner, A., and L. W. Gysel. 1969. Habitat analysis and management considerations for ruffed grouse for a multiple use area in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 33(4):769-778.
- Belsley, D. A., E. Kuh, and R. E. Welsch. 1980. *Regression diagnostics: Identifying influential data and sources of collinearity*, Wiley, 292 p.
- Boitani, L., and T. K. Fuller. 2000. *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, 442 p.
- Boulanger, J. G., and G. C. White. 1990. A comparison of home-range estimators using Monte Carlo simulation. *Journal of Wildlife Management* 54(2):310-315.
- Bourret, D. 1992. *Sondage auprès des chasseurs au petit gibier en 1988-1989*. Ministère du Loisir, de la chasse et de la pêche. Gouvernement du Québec, Québec, 109 p. + annexes.
- Brander, R. B. 1968. A radio-package for game birds. *Journal of Wildlife Management* 32(3):630-632.
- Bump, G., R. W. Darrow, F. C Edminster, and W. F. Crissey. 1947. *The ruffed grouse: life history, propagation, management*. New York State Conserv. Dept., The Holling Press Inc. Buffalo, New York, 915 p.
- Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.

- Chambers, R. E., and W. M. Sharp. 1958. Movement and dispersal within a population of ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 22(3):231-239.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20:37-46.
- Del Degan, Massé et Ass. Ltée, and Optima experts conseils. 2001. Mise en valeur de l'habitat de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*): Plan d'aménagement forêt-faune, réserve faunique de Porneuf, 33 p.
- Deslauriers, E., and P.-É. Lafleur. 2003. Travaux d'aménagement forestier visant l'habitat de la gélinotte huppée dans la réserve faunique de Portneuf, secteur lac Pan, année 2002-2003. Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction régionale de la Capitale Nationale, 20 p.
- Dessecker, D. R., and D. G. McAuley. 2001. Importance of early successional habitat to ruffed grouse and American woodcock. *Wildlife Society Bulletin* 29(2):456-465.
- Dixon, K. R., and J. A. Chapman. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61(5):1040-1044.
- Doyon, M.-R. 1992. Évaluation de l'introduction de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) sur l'île aux Lièvres dans l'estuaire du St-Laurent. Thèse M. Sc., Université Laval, 50 p.
- Dunn, P. O., and C. E. Braun. 1986. Summer habitat use by adult female and juvenile sage grouse. *Journal of Wildlife Management* 50(2):228-235.
- Fearer, T. M., and D. F. Stauffer. 2003. Relationship of ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) home range size to landscape characteristics. *American Midland Naturalist* 150:104-114.
- Foscarini, D. A. 1994. Demography of the wood turtle (*Clemmys insculpta*) and habitat selection in the Maitland River Valley. M.Sc. Thesis. University of Guelph, Guelph, Ontario, 108 p.
- Glass, G. V., P. D. Peckham, and J. R. Sanders. 1972. Consequences of failure to meet assumptions underlying the fixed effects analysis of variance and covariance. *Review of Educational Research* 42:237-288.
- Godfrey, G. A., and W. H. Marshall. 1969. Brood break-up and dispersal of ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 33(3):609-620.
- Godfrey, G. A. 1975. Home range characteristics of ruffed grouse broods in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 39(2):287-298.

- Gudlin, M. J., and R. W. Dimmick. 1984. Habitat utilization by ruffed grouse transplanted from Wisconsin to West Tennessee. W. L. Robinson, ed. Ruffed grouse management: state-of-the-art in the early 1980s. Proceedings of a Symposium held at the 45th Midwest Fish and Wildlife Conference, Missouri: 75-88.
- Gullion, G. W. 1970. Factors influencing ruffed grouse populations. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf., 35:93-105.
- Gullion, G. W. 1977. Forest manipulation for ruffed grouse. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf., 42:449-458.
- Gullion, G. W., and A. A. Alm. 1983. Forest management and ruffed grouse populations in a Minnesota coniferous forest. Journal of Forestry 81:529-532.
- Gullion, G. W., and W. H. Marshall. 1968. Survival of ruffed grouse in a boreal forest. The Living Bird 7:117-167.
- Gullion, G. W., and F. J. Svoboda. 1972. The basic habitat resource for ruffed grouse. Proc. Aspen Symp., U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep., NC-1:113-119.
- Hansteen, T. L., H. P. Andreassen, and R. A. Ims. 1997. Effects of spatiotemporal scale on autocorrelation and home range estimators. Journal of Wildlife Management 61(2):280-290.
- Harris, M. J. 1981. Spring and summer ecology of ruffed grouse in northern Georgia. M.S. thesis. The University of Georgia, Athens, 133 p. *in* Gudlin, M. J., and R. W. Dimmick. 1984. Habitat utilization by ruffed grouse transplanted from Wisconsin to West Tennessee. W. L. Robinson, ed. Ruffed grouse management: state-of-the-art in the early 1980s. Proceedings of a Symposium held at the 45th Midwest Fish and Wildlife Conference, Missouri: 75-88.
- Haulton, G. S., D. F. Stauffer, and R. L. Kirkpatrick. 2003. Ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) brood microhabitat selection in the southern Appalachians. American Midland Naturalist 150:95-103.
- Healy, W. M. 1985. Turkey poult feeding activity, invertebrate abundance, and vegetation structure. Journal of Wildlife Management 49:466-472.
- Heisey, D. 1985. Analysing selection experiments with log-linear analysis. Ecology 66:1744-1748.
- Hewitt, D. G., D. M. Keppie, and D. F. Stauffer. 2001. Predation effects on forest grouse recruitment. Wildlife Society Bulletin 29(1):16-23.

- Hollifield, B. K., and R. W. Dimmick. 1995. Arthropod abundance relative to forest management practices benefiting ruffed grouse in the southern Appalachians. *Wildlife Society Bulletin* 23:756-764.
- Hooge, P. N., and B. Eichenlaub. 2000. Animal movement extension to Arcview. ver. 2.0. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Hosmer, D. W., and S. Lemeshow. 2000. Applied logistic regression. Second edition. John Wiley & sons, New York, USA, 373 p.
- Jelinski, D. E. 1991. On the use of chi-square analyses in studies of resource utilisation. *Canadian Journal of Forest Research* 21:58-65.
- Jennrich, R. I., and F. B. Turner. 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* 22:227-237.
- Jewell, P. A. 1966. The concept of home range in mammals. *Symp. Zool. Soc. Lon.* 18:85-109.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61(1):65-71.
- Kimmel, R. O., and D. E. Samuel. 1984. Implications of ruffed grouse brood habitat studies in West Virginia. W. L. Robinson. Ruffed grouse management: state-of-the-art in the early 1980s. Proceedings of a Symposium held at the 45th Midwest Fish and Wildlife Conference, Missouri: 89-108.
- King, R. D. 1969. Spring and summer foods of ruffed grouse on Vancouver Island. *Journal of Wildlife Management* 33(2):440-442.
- Kubisiak, J. F. 1978. Brood characteristics and summer habitats of ruffed grouse in central Wisconsin. *Wis. Dept. Nat. Res. Tech. Bull*, Madison, Wisconsin: 108.
- Lawson, E. G. G., and A. R. Rodgers. 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin* 25(3):721-729.
- Lyons, K. L. 1981. Use of chick distress call to capture ruffed grouse hens. Transactions of the Northeast Section, The Wildlife Society Northeast Fish and Wildlife Conference, 38th, Virginia: 133-135.
- Manel, S., H. C. Williams, and S. J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38:921-931.
- Marcum, C. L., and D. O. Loftsgaarden. 1980. A nonmapping technique for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management* 44(4):963-968.

- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-124.
- Maxson, S. J. 1977. Activity patterns of female ruffed grouse during the breeding season. *The Wilson Bulletin* 89(3):439-455.
- Maxson, S. J. 1978. Spring home range and habitat use by female ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 42(1):61-71.
- McCaffery, K. R., J. E. Ashbrenner, W. A. Creed, and B. E. Kohn. 1997. The aspen-ruffed grouse connection. *Journal of Forestry*, August:16-20.
- McDonald, J. E., G. L. Storm, and W. L. Palmer. 1998. Home range and habitat use of male ruffed grouse in managed mixed oak and aspen forests. *Forest Ecology and Management* 109:271-278.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37:223-249.
- Nudds, T. D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5:113-117.
- Pietz, P. J., and J. R. Tester. 1982. Habitat selection by sympatric spruce and ruffed grouse in north Central Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 46(2):391-403.
- Porath, W. R., and P. A. Vohs. 1972. Population ecology of ruffed grouse in northeastern Iowa. *Journal of Wildlife Management* 36(3):793-802.
- Quinn, G. P., and M. J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, United Kingdom, 537 p.
- Robertson, P. A., N. J. Aebischer, R. E. Kenward, I. K. Hanski, and N. P. Williams. 1998. Simulation and jack-knifing assessment of home-range indices based on underlying trajectories. *Journal of Applied Ecology* 35(6):928-940.
- Royston, P., and D. G. Altman. 1994. Regression using fractional polynomials of continuous covariates: Parsimonious parametric modelling (with discussion). *Applied Statistics* 43:429-467.
- Rusch, D. H., and L. B. Keith. 1971. Ruffed grouse-vegetation relationships in Central Alberta. *Journal of Wildlife Management* 35(3):417-429.
- SAS institute inc. 1999. Version 7 software, SAS Campus Drive, Cary, North Carolina 27513, USA.

- Samietz, J., and U. Berger. 1997. Evaluation of movement parameters in insects: Bias and robustness with regard to resight number. *Oecologia* 110(1):40-49.
- Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'Avignon, and P. Racine. 1994. Le point d'observation écologique. Gouvernement du Québec. Ministère des Ressources naturelles, 116 p.
- Schladweiler, P. 1965. Movements and activities of ruffed grouse (*Bonasa umbellus* L.) during the summer period. M.S. Thesis. Univ. of Minnesota, St. Paul, 106 p.
- Scott, J. G., M. J. Lovallo, G. L. Storm, and W. M. Tzilkowski. 1998. Summer habitat use by ruffed grouse with broods in Central Pennsylvania. *Journal of Field Ornithology* 69(3):474-485.
- Seaman, D. E., and R. A. Powell. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77(7):2075-2085.
- Sharp, W. M. 1963. The effects of habitat manipulation and forest succession on ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 27(4):664-671.
- Silverman, B. W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, London, UK. *in* Boitani, L. and T. K. Fuller. 2000. Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York, 442 p.
- Small, R. J., and D. H. Rusch. 1989. The natal dispersal of ruffed grouse. *The Auk* 106:72-79.
- Stauffer, D. F., and S. R. Peterson. 1985. Seasonal micro-habitat relationships of ruffed grouse in southeastern Idaho. *Journal of Wildlife Management* 49(3):605-610.
- Stewart, R. E. 1956. Ecological study of ruffed grouse broods in Virginia. *The Auk* 73:33-41.
- Stoll, R. J., W.L. Culbertson, et al. 1999. Effects of clearcutting on ruffed grouse. Ohio Fish and Wildlife Report 14: 3-27.
- Stone, M. 1977. Asymptotics for and against cross-validation. *Biometrika* 64:29-35.
- Systat 10.0 for Windows. 2000. Software program. SPSS science Marketing department. Chicago.
- Thompson, F. R., D. A. Freiling, and E. K. Fritzell. 1987. Drumming, nesting, and brood habitats of ruffed grouse in an oak-hickory forest. *Journal of Wildlife Management* 51(3):568-575.
- Thompson, F. R., and E. K. Fritzell. 1989. Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 53(1):15-21.

- Tremblay, C., and J.-C. Belles-Isles. 1991. Aménagement hydroélectrique d'Eastman. 1. Étude d'impact sur l'environnement. Avant-projet phase II. Rapport sectoriel 15. Faune avienne terrestre. Rapport présenté par le groupe Roche-Boréal à Hydro-Québec, vice-présidence Environnement, 43 p.
- White, G. C., and R. A. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, London, 377 p.
- Wiggers, E. P., M. K. Laubhan, and D.A. Hamilton. 1992. Forest structure associated with ruffed grouse abundance. *Forest Ecology and Management* 49:211-218.
- Woolfe, A., R. Norris, and J. Kube. 1984. Evaluation of ruffed grouse reintroduction in southern Illinois. W. L. Robinson. Ruffed grouse management: state-of-the-art in the early 1980s. Proceedings of a Symposium held at the 45th Midwest Fish and Wildlife Conference, Missouri: 59-74.
- Worton, B. J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecological Modelling* 38:277-298.
- Worton, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164-168.
- Worton, B. J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *Journal of Wildlife Management* 59(4):794-800.

**CHAPITRE III : RUFFED GROUSE BROOD HOME RANGE AND HABITAT
USE IN QUEBEC, CANADA**

18 avril 2005
Pierre Blanchette
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec
Direction de la recherche sur la faune
Édifice Marie-Guyart, 11^e étage
675, boulevard René-Lévesque Est, Québec, Québec, G1R 5V7, Canada
418-521-3955 ext. 4742; E-mail Pierre.Blanchette@fapaq.gouv.qc.ca

RUFFED GROUSE BROOD · *Giroux et al.*

**RUFFED GROUSE BROOD HOME RANGE AND HABITAT USE IN QUEBEC,
CANADA**

WENDY GIROUX, Université du Québec à Trois-Rivières, Département de chimie-
biologie, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada

PIERRE BLANCHETTE,¹ Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du
Québec, Direction de la recherche sur la faune, Édifice Marie-Guyart, 11^e étage,
675 boulevard René-Lévesque E., Québec, Québec, G1R 5V7, Canada

JEAN-CLAUDE BOURGEOIS, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du
Québec, 5575 St-Joseph, Trois-Rivières-Ouest, Québec, G8Z 4L7, Canada

GILBERT CABANA, Université du Québec à Trois-Rivières, Département de chimie-
biologie, C.P. 500, Trois-Rivières, Québec, G9A 5H7, Canada

¹ E-mail: Pierre.Blanchette@fapaq.gouv.qc.ca

Abstract: Adequate brood-rearing cover is a critical component of ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) habitat during a period when chicks are highly vulnerable to mortality. We compared general stand characteristics (height, age, commercial logging) as well as specific tree, shrub and ground vegetation layers characteristics at ruffed grouse brood locations with random locations to determine characteristics selected. We captured and radio-tagged 29 females with broods in two forest settings of the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada. Grouse habitat was described using ground surveys. Females with broods selected mixed, 1.5-7 m tall, regenerating 11-20 y old clearcut stands ($P < 0.0001$). Compared to random sites, grouse locations had a well-developed mid-story cover (71%; 1-4 m tall), a higher lateral obstruction (76%; $P < 0.0001$), a higher density of small stems (29,085 stems/ha; $P < 0.0001$), and they were closer to roads and trails ($P < 0.0001$). Ground vegetation was not greater at used sites as often reported in previous studies. Mean home range was 29.9 ha using the minimum convex polygon method and 46.9 ha using the 95% fixed kernel method. Results from this study will help orient ruffed grouse habitat management techniques used on Quebec public grounds to increase brood survival. Logging treatments should promote the growth of young mixed stands with high horizontal and vertical cover provided by high small stem densities that offer concealment from aerial and terrestrial predation. Edges such as road sides are also important to brood habitats as they provide them with foods and cover.

JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 00(0):000-000

Key Words: *Bonasa umbellus*, habitat use-availability, home range, Quebec, radio telemetry, ruffed grouse brood.

INTRODUCTION

In Quebec, approximately 92% of the land is under public ownership, and more than half is covered by commercial forests. During the past decades, extensive silvicultural practices such as large-scale forest clearcuts, artificial regeneration using coniferous seedlings and precommercial thinning have substantially modified the landscapes available to the ruffed grouse that typically depends on a juxtaposition of several habitat types in close proximity (Bump et al. 1947, Gullion and Svoboda 1972, Gullion 1977). Public commercial forests are also found in wildlife reserves, controlled harvesting zones and outfitter establishments where fishing and hunting activities are most popular. However, in most of these territories the maximum potential in big game hunting and fishing opportunities has been attained and managers are now relying on small game hunting to increase their fall clientele. In order to improve ruffed grouse habitats, and to be economically suitable for standard commercial logging in Quebec, public grounds should be managed using a modified version of Gullion and Svoboda's (1972) classic mosaic of 1 ha clearcuts.

Availability of suitable brood-rearing habitats directly affects ruffed grouse survival (Bump et al. 1947, Berner and Gysel 1969). The proximity and spatial configuration of essential resources is critical to ruffed grouse during this period (McGarigal and McComb 1995, Schulte and Neimi 1998). The proximity of suitable habitats may, for example, decrease the energetic costs of foraging and reduce predation risks (Kurzejeski and Root 1988, Thompson and Fritzell 1989, Small et al. 1993). An efficient management of grouse habitats in Quebec will require a better understanding of the species northern habitat relationships. Ruffed grouse brood habitat has been

described in Virginia (Haulton et al. 2003), Pennsylvania (Scott et al. 1998), Missouri (Thompson et al. 1987), Minnesota (Godfrey 1975, Maxson 1978) and New York (Bump et al. 1947) in forests dominated by oak, hickory and aspen trees. These studies report the use of young forest stands characterised by high stem densities, or older stands with well developed understories of shrubs and tree regeneration or ground cover. Forest openings and habitat edges were also identified as important components of brood habitats. In northern regions such as Quebec, where forests are dominated by mixed hardwood stands (balsam fir-yellow birch) in which commercial logging activities are widespread, home range and habitat use of female ruffed grouse with broods have not been defined yet.

In this study, we estimated summer home ranges and characterised habitats used by female ruffed grouse and their broods in two forest settings of the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada. Stand age, height, and past forest interventions mostly differentiated the study sites. We hypothesized that the forest setting containing a greater proportion of brood habitat would result in smaller home ranges because grouse would have to travel smaller distances to satisfy their basic food and shelter needs (Godfrey 1975, Thompson and Fritzell 1989). We compared habitat use with availability in both sites to identify characteristics important to brood habitats. Habitat selection analyses helped to identify the parameters influencing the process of habitat selection. Results from this study will orient management techniques used on Quebec public grounds to increase the survival and reproduction success of ruffed grouse populations.

STUDY AREA

The research was conducted in two forest areas, Belles-de-Jour (BDJ: 23 km²) and Landry (LAN: 17 km²), of the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada (47°11'N, 72°16'W). Three major vegetation zones were present in the study areas: sugar maple-yellow birch (*Acer saccharum* - *Betula alleghaniensis*), balsam fir-yellow birch (*Abies balsamea* - *Betula alleghaniensis*) and balsam fir-white birch (*Abies balsamea* - *Betula papyrifolia*). Balsam fir-white birch stands were mostly present in LAN area. Both areas were primarily forested and open areas, roads, trails, lakes, and streams were interspersed throughout the sites. Elevation ranged from 150-650 m with gentle to steep slopes.

Stand age, height, and past forest interventions mostly differentiated the study sites as outlined by ground surveys of randomly distributed sample plots (Table 3.1). LAN was composed of a greater proportion of young-aged stands. The tree layer of both areas was mostly composed of balsam fir (*Abies balsamea*), yellow birch (*Betula alleghaniensis*), black spruce (*Picea mariana*), sugar maple (*Acer saccharum*), red maple (*Acer rubrum*), and white birch (*Betula papyrifolia*). The shrub layer of both sites was mostly composed of mountain maple (*Acer spicatum*), mooseberry (*Viburnum alnifolium*), wild red cherry (*Prunus pensylvanica*), beaked hazelnut (*Corylus cornuta*), ground hemlock (*Taxus canadensis*), berry species (*Rubus* sp.), and previously mentioned tree species.

The grouse population was at a relatively low density during the study; hunting success was at its lowest. Spring counts of drumming males averaged 9 males/km²

(3.6 males/40 ha) in both study areas (P. Blanchette, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, unpublished data).

METHODS

Capture and telemetry

Persons searching in vehicles or on foot captured females on roads or trails during spring and summer 2001. Searching effort was similar for all roads and trails within both study sites. Female grouse were first attracted using a taped distress call of a lost chick (Lyons 1981), then captured with a fishing net or a snare perch. Adult female grouse were marked with two individually numbered plastic leg bands and fitted with a Holohill transmitter model RI-2BM attached with a backpack kevlar harness (15-17 g) (Brander 1968). Birds were released at their capture site <10 minutes after capture. The Quebec Faune council on animal care approved all bird handling techniques (certificate no. 00-01).

Radio-tagged grouse were located 2-3 times per week from 14 June to 10 September 2001. Mid-September was considered the onset of brood break-up and dispersal (Chambers and Sharp 1958, Godfrey and Marshall 1969). Ruffed grouse have been reported inactive at night (Maxson 1977, Pietz and Tester 1982), therefore each grouse was located in a random order from 0630-1700 hr. Grouse were directly located using a 3-element hand-held Telonics antenna and an ATS R2100 receiver. An effort was made not to scare off individuals so accurate locations of females with their broods could be taken, and disturbance could be minimized. Geographical coordinates were recorded using a Garmin XL GPS (15 m accuracy) and an identified coloured flag was attached to the nearest tree for further habitat measurements.

Habitat measurements

Habitat characteristics were measured from late June to late August 2001 at sites used by female grouse with broods and at randomly located sites to estimate habitat selection. Measurements at grouse locations were taken one week after monitoring the brood to minimize the disturbance, whereas random sites were sampled in June and August of the following year. Random sites were generated using ArcView GIS 3.2 software. Study areas were delineated to encompass yearly grouse locations. Random sites located on roads, standing water, and inaccessible areas were rejected. Geographical coordinates of random sites were transferred to a Garmin XL GPS for location in the field. A total of 147 random sites were used to determine habitat availability, 73 in BDJ and 74 in LAN. Habitat measurements were adapted from Dunn and Braun (1986), Thompson et al. (1987), and Scott et al. (1998).

The stand type, stand height, and presence of commercial logging (clearcuts or partial cuts) were recorded within a 0.04-ha circular plot centered on each grouse location. Selection cutting, preselection cutting, improvement cutting, partial cutting, and shelterwood cutting were considered partial cuts. Stand age, year of commercial logging practice and distance to nearest clearcut and road were determined from recent digitized topographic-forest maps (scale 1:20,000) in ArcView GIS 3.2 software.

Deciduous, coniferous, and total canopy closure (>4 m tall), mid-story cover (1-4 m tall), and lower-story cover (<1 m tall) were estimated using the point intercept method at 1-m intervals along a north-south 30-m transect centred on the location point (horizontal cover). Lateral obstruction (vertical cover) of the vegetation was assessed using a 0.5- x 2.0-m density board divided into 4 0.5- x 0.5-m squares and placed 15 m

from the standing observer (Nudds 1977). Lateral obstruction measurements were taken in each cardinal direction. Percent ground cover (<0.5 m tall) of leafy herbaceous plants, grasses, ferns, and cryptogams (moss and lichen) was estimated within 5 4-m² plots, positioned in each cardinal direction and at the centre of the 0.04-ha plot. Sapling and shrub species (<0.5 m tall) were included in the total ground cover. Diameter at breast height (dbh) and density of trees (≥9 cm dbh) were determined by total stem counts within the 0.04-ha circular plot. Density of small woody species <9 cm dbh and >0.5 cm tall, including shrub species, was measured within the 5 4-m² plots.

Data analysis

Home range.--Summer home ranges of female ruffed grouse with broods were estimated between time of capture and 10 September 2001. Home range size was first estimated using the minimum convex polygon (MCP; Mohr 1947). Because MCP is strongly influenced by the sample size (Jennrich and Turner 1969, Boulanger and White 1990), we used a MCP sample size bootstrap with 100 permutations to assess the relationship between home range size and the number of locations ($n - 1$) (x-axis). An asymptotic curve indicated the sample size required to obtain a non-biased estimate.

We also used the 95% fixed kernel (Worton 1989) with the smoothing parameter "h" calculated via least-square cross-validation (LSCV), which is considered the most robust kernel estimate of home range size and contour (Worton 1995, Seaman and Powell 1996). The contribution of each location to the kernel density estimate was calculated according to the bivariate normal distribution (Worton 1989).

We used an ANOVA to compare home range size between BDJ and LAN. A boxplot was used to visually determine if the data were normally distributed and a

scatterplot of residuals against estimates was used to examine homogeneity of variances. Prior to the test, home range data were square-root transformed to meet normality and homogeneity of variances requirements.

Home range size, contour, and MCP sample size bootstrap were calculated and mapped with the Animal Movement Analyst 2.04 extension (AMAE; Hooge and Eichenlaub 2000) for ArcView GIS 3.2 software. Lakes and rivers located within grouse home ranges were subtracted from the total home range size because grouse are not known to use those habitats. Statistic analyses were performed using Systat 10.0 (2000).

Habitat use.--A total of 32 habitat variables were derived from the habitat measurements. Data were pooled by study sites in order to consider specific site effects. Data not meeting normality and homogeneity of variances assumptions were square-root transformed. Statistic analyses were performed using SAS/STAT 8.02 (SAS Institute inc. 1999). Results were considered significant when $P < 0.05$.

Categorical variables were analysed using a chi-square test for homogeneity and simultaneous 95% confidence intervals (Marcum and Loftsgaarden 1980, Jelinski 1991). When resource availability is estimated from random points, use and availability data should be compared using a chi-square test for homogeneity instead of a chi-square goodness-of-fit (Marcum and Loftsgaarden 1980, Jelinski 1991). A log-linear model generalized for Poisson distribution was used to examine if grouse selection pattern differed between study sites (Heisey 1985). When log-linear models indicated no significant difference between study sites, the variable was analysed while combining data from both sites. Log-linear models usually require that the availability be measured

instead of being estimated; however, this assumption may be relaxed if resource availability is estimated using large sample sizes (Heisey 1985, Jelinski 1991).

Continuous variables were analysed using two-way ANOVA. Variables were compared between sites, with (locations) and without (random) presence of female grouse. When the study area factor significantly affected the use-availability relationship, multiple comparisons were made separately for both areas using a least-square means test. Distances to nearest edge, lateral obstruction and herbaceous ground cover data were square-root transformed to meet normality and homogeneity of variances assumptions.

Because female ruffed grouse were captured along roads, and clearcuts were mostly located near roads, distance to forest roads was determined using a set of random locations generated within each grouse home range using ArcView GIS 3.2 software. The number of random sites was equivalent to the number of grouse locations used to estimate the home range size. Distance from forest roads of random sites were compared to grouse locations using a paired t-test.

A stepwise logistic regression analysis was used to generate a ruffed grouse habitat model for both study areas combined. All variables with $P < 0.15$ in previous univariate analyses were retained for investigations (Hosmer and Lemeshow 2000). These variables were tested for multicollinearity using the condition index statistic ($r < 0.30$; Belsley et al. 1980). The least significant variable in the correlated pairs was removed from further analyses. The method of fractional polynomials, developed by Royston and Altman (1994), was used to determine whether previously selected explanatory variables were linearly related to the logit. When necessary, variables were transformed using the best transformation suggested by the method of fractional

polynomials. Variables exhibiting a normal or skewed distribution were included in the model as a linear term and as a transformed term of the variable.

The stepwise logistic regression reduces model overspecification and multicollinearity by allowing elimination of variables that no longer increase model performance (Hosmer and Lemeshow 2000). We used the Wald chi-square test, calculated as the square of the parameter estimate divided by its standard error, to evaluate the importance of variables selected in the regression; larger chi-square value indicating higher relative importance. The area under the ROC (Receiver Operating Characteristic) curve was used to assess the fit of the model (Hosmer and Lemeshow 2000). This curve plots the probability of detecting true signal (sensitivity) and false signal ($1 - \text{specificity}$) for an entire range of possible cutpoints. The Hosmer-Lemeshow statistic (HLs) was also used to assess goodness-of-fit of the model (Hosmer and Lemeshow 2000).

Logistic constraints prevented the use of additional sites to test our model. The percentage of sites classified correctly (relocated vs. random) by the logistic regression model was therefore calculated using the leave-one-out cross-validation method (LOO; Stone 1977). This pseudo-validation procedure classified each observation using the logistic function developed from all observations except the one being classified. Sites with a predictive probability of ≥ 0.70 were considered predicted presence of grouse.

RESULTS

We followed 29 female ruffed grouse with broods, 14 in BDJ and 15 in LAN. Twenty-six females were captured from 12 June to 3 July 2001 while three females were

captured from 25 July to 10 August 2001 to replace lost or dead individuals. Broods were located 490 times (219 BDJ, 271 LAN).

Home range

We estimated home range size of 17 female grouse with chicks, 7 in BDJ and 10 in LAN. These grouse were located 16-25 times each (mean = 21.2, SD = 2.4) and kept their broods throughout the study. Bootstrap tests showed that mean (\pm SD) home range areas of two grouse (55.9 ± 12.0 ha and 54.9 ± 13.2 ha) did not clearly stabilize after 22 telemetry locations while most grouse reached stable home range areas after 20 locations. Elimination of these grouse did not modify the outcome of BDJ and LAN home range comparison analyses ($P > 0.05$). Mean home range of all grouse was 29.9 ha (SD = 22.1, range = 5.3-79.7) using the minimum convex polygon method and 46.9 ha (SD = 34.7, range = 7.1-123.0) using the 95% fixed kernel method. Mean home range of grouse in BDJ and LAN were respectively 41.4 ha (SD = 26.9) and 21.9 ha (SD = 14.5) using the MCP method and 58.1 ha (SD = 34.9) and 39.1 ha (SD = 34.0) using the 95% fixed kernel method. Despite the mean differences, home range estimates did not differ significantly between BDJ and LAN (MCP: $t = 1.71$, $df = 10.2$, $P = 0.118$; kernel: $t = 1.10$, $df = 12.2$, $P = 0.291$).

Habitat use

Habitat use was determined for 29 female ruffed grouse with broods using 12.2 ± 5.8 (mean \pm SD) relocations per grouse. Globally analyses were performed using 355 grouse location sites (170 BDJ, 185 LAN) and 147 random sites. Female ruffed grouse with broods selected mixed stands and avoided coniferous stands ($\chi^2 = 23.6$, $df = 2$, $P < 0.0001$; Table 3.2). Grouse selected 2-20 y old stands but avoided 60-100 y old stands

and old uneven-aged stands ($\chi^2 = 40.0$, $df = 4$, $P < 0.0001$). Stands 1.5-7 m tall were selected and stands ≥ 13 m tall were avoided ($\chi^2 = 23.2$, $df = 4$, $P < 0.0001$). Many grouse locations were found in 11-20 y old clearcuts, while uncut mature stands (>20 y old) and partially cut stands were avoided by ruffed grouse broods ($\chi^2 = 37.2$, $df = 3$, $P < 0.0001$; Table 3.2).

Canopy closure (>4 m tall) at brood locations was 62% in BDJ and 35% in LAN (Table 3.3). In LAN, total canopy closure at used sites was significantly lower than at random sites. Total percent mid-story cover (1-4 m) was 71% for both sites combined and did not differ from random sites. Total percent lower-story cover (<1 m) at both sites was significantly lower than random sites (Table 3.3). Deciduous trees dominated at brood sites, the coniferous trees occupying less than 21% of the cover. The lateral obstruction was greater at grouse sites than random sites (Table 3.3). Broods did not select habitats with regards to herbaceous ground cover. Species richness of small stem species and herbaceous species was significantly greater at grouse locations than at random sites (Table 3.3).

Stem density and basal area of trees ($dbh \geq 9$ cm) were significantly lower at used than at random sites (Table 3.3). Total density of small woody stems (height ≥ 50 cm and $dbh < 9$ cm) was greater at brood locations (29,085 stems/ha) than at random sites (19,340 stems/ha). Woody stems <1 cm dbh were most abundant with 21,300 stems/ha. Density of non-commercial small woody species, mostly mountain maple, wild red cherry, mooseberry, beaked hazelnut, and alder species, was 16,125 stems/ha which was greater than at random sites. Density of berry species (*Rubus* sp.) was also greater at grouse locations than at random sites (Table 3.3).

Broods (54 ± 3 m) were significantly closer to roads than random sites (67 ± 3 m) generated within each home range ($t = -2.648$, $df = 16$, $P = 0.018$).

The stepwise logistic regression analysis produced a model using 8 variables to predict the presence of female ruffed grouse with broods (ROC curve = 0.93; HLs $\chi^2 = 8.84$, $df = 8$, $P = 0.356$; likelihood ratio $\chi^2 = 316.86$, $df = 8$, $P < 0.0001$; Table 3.4). The probability of locating ruffed grouse broods was greater near roads and 11-20 y old clearcuts as well as in stands characterised by more small woody species and less mid-story coniferous cover (1-4 m). Percent lower-story deciduous cover (<1 m) and percent deciduous canopy cover (>4 m) were retained under two different terms. A lower-story deciduous cover of 0-30% positively influenced grouse presence while a cover of 30-100% reduced the probability of finding ruffed grouse broods. A deciduous canopy cover of 0-40% positively influenced grouse presence whereas a cover of 40-100% reduced the probability of encountering grouse broods. The model correctly classified 93.3% of the grouse location sites. LOO method validation procedures resulted in 84.7% of brood location sites and 81.7% of random location sites classified correctly.

DISCUSSION

Home range

Mean home range of female grouse with broods in our study was 2-folds greater than that reported in U.S. states where aspen forests are abundant. Bump et al. (1947) reported that in New York most broods confined their activities to areas of 4.0-16.2 ha. In Minnesota, Godfrey (1975) and Maxson (1978) reported respective home range sizes of 12.9 ± 5.4 ha and 16 ± 6 ha. Larger mean home range sizes were estimated by Scott et al. (1998) in oak stands of Pennsylvania: 84.4 ha using the minimum convex polygon

method and 59.4 ha using the 95% harmonic mean method. Scott et al. (1998) hypothesized that their large mean home ranges may have been due, in part, to larger sample sizes of telemetry locations relative to earlier research. They also suggested that the patchy distribution of suitable brood habitat in their study area influenced grouse home range size.

Home ranges of female ruffed grouse with broods in LAN and BDJ did not significantly differ. Home ranges of broods in LAN were not smaller although habitat suitability was higher. Previous studies have shown that ruffed grouse are closely associated with early successional forests (Bump et al. 1947, Gullion 1977), and that ruffed grouse in such habitats should reduce home range size and movements, thereby reducing travel costs, and perhaps decreasing exposure to predators and mortality (Thompson and Fritzell 1989, Fearer and Stauffer 2003). Ruffed grouse in BDJ may have found adequate cover and food resources in alternate habitats. Mature stands characterised by an uneven-aged or layered structure occupied 59% of BDJ and may have provided suitable brood-rearing habitats. Furthermore, similar drumming male densities were found in both sites in 2001 suggesting that grouse habitat quality also was similar.

Habitat use

Vegetative cover, small stems species richness, habitat edges and openings were important characteristics of ruffed grouse brood habitat and accounted for 93.3% of grouse location sites correctly classified in the logistic regression analysis. In past studies, tree canopy cover at ruffed grouse brood sites was found to be relatively high but did not differ from random sites (Stauffer and Peterson 1985, Thompson et al. 1987,

Doyon 1992, Scott et al. 1998, Haulton et al. 2003). These studies reported canopy covers ranging from 61% to 80% and included both mid-story and over-story trees (Table 3.5). Broods in our study used a comparable canopy cover, however, our results show that the mid-story trees (1-4 m tall) provided the most important cover (71%) at brood location sites; over-story canopy cover (>4 m tall) differed between both study sites while there was no significant difference in the mid-story layer of both sites. Additionally, logistic regression analyses showed that deciduous over-story canopy closure >40% was less suitable to broods.

Broods in BDJ used older uneven-aged stands characterised by high percent over-story and mid-story covers whereas broods in LAN selected younger stands with a relatively open over-story and a well-developed mid-story. These differences may be attributed to a lower availability of young stands in BDJ, resulting in the use of alternative habitats such as uneven-aged stands characterised by a well-developed mid-story layer. Individual analyses revealed that 45% of BDJ brood sightings were in uncut stands (>20 yr old) compared to 23% of the sightings in the LAN area. Furthermore, 56% of BDJ brood locations were in stands >7 m tall compared to 36% of the LAN locations. BDJ brood sites also had greater large stem densities than LAN sites which further supports this explanation.

Previous studies have found ground cover to be an important component of brood habitats (Berner and Gysel 1969, Stauffer and Peterson 1985, Thompson et al. 1987, Doyon 1992, Haulton et al. 2003) (Table 3.5). Female ruffed grouse and their chicks feed and travel primarily on the ground (Bump et al. 1947: 252). High ground cover may provide more accessible insect food and/or better protection from predators (Stewart 1956, Thompson et al. 1987, Haulton et al. 2003). Rich herbaceous vegetation

has been found to increase arthropod availability (Healy 1985, Hollifield and Dimmick 1995). Haulton et al. (2003) reported that broods selected sites with greater arthropod abundance during the first 3 weeks posthatch. In habitats where the cover provided by small woody stems was low, grouse may have relied on high ground cover and the canopy's horizontal cover for protection and food (Thompson et al. 1987). Indeed, Stauffer and Peterson (1985), Thompson et al. (1987), Doyon (1992), and Haulton et al. (2003) reported use of habitats with high ground cover in the absence of high stem densities provided by suitable-age regeneration. In our study, broods used sites characterised by low ground covers of herbaceous plants, ferns and/or grasses (8-32% cover) as well as low <1 m tall woody cover (38%). Our results were comparable to Scott et al. (1998) in stands characterised by high stem densities. Avoidance of extremely dense ground cover has been observed by Porath and Vohs (1972) and Kubisiak (1978). Gullion (1977) suggested ground cover must not be too dense in order to maintain effective surveillance of the terrain and reduce terrestrial predation. This may explain why stands with percent deciduous (<1 m tall) cover >30% were avoided by grouse.

Studies have reported high use of forest stands having high woody stem densities (Bump et al. 1947, Gullion 1977, Kubisiak 1978, Scott et al. 1998) (Table 3.5). Such stands offer adequate vertical cover and horizontal cover therefore providing grouse with concealment from aerial and terrestrial predators (Gullion 1977). Brood sites (29,360 stems/ha) in this study had higher densities of saplings and shrubs (<9 cm dbh and >50 cm tall) than random sites. In Minnesota, preferred brood habitats consisted of aspen regeneration with stem densities ranging from 19,000 to 25,000 trees and saplings/ha (Gullion 1977). In Pennsylvania, similar results have been reported in oak

stands where selected brood habitats had a mean total density of 21,400 trees and saplings/ha (≥ 2.5 cm dbh; Scott et al. 1998). Kubisiak (1978) found broods in Wisconsin to prefer stands with trees, saplings and shrubs densities (>0 cm dbh and >30 cm tall) as high as 83,000 stems/ha in aspen stands and 39,000 stems/ha in oak stands. On the other hand, in aspen and aspen/conifer stands in Idaho (Stauffer and Peterson 1985) and in oak stands in Missouri (Thompson et al. 1987) broods selected habitats containing 4,005-7,979 trees and shrubs/ha (>0 cm dbh) and 5,797 trees and saplings/ha (>0 cm dbh and >1.4 m tall), respectively. These authors suggested that the stem densities were lower than other studies because few early successional stands were present on their study area. Comparable stem densities were used by broods in oak stands in Virginia (Haulton et al. 2003). They reported densities of 4,342-6,863 trees, saplings and shrubs/ha (>0 cm dbh). In their study, broods did not select stands with higher stem densities although recently cut stands (<20 y old) with higher stem densities were available to broods. Authors suggested that habitats used may have been characteristic of brood use on the southern periphery of the ruffed grouse geographic range (Haulton et al. 2003).

Forest openings and habitat edges have been reported as important components of brood habitats (Bump et al. 1947:170, Stewart 1956, Berner and Gysel 1969, Porath and Vohs 1972, Maxson 1978, Scott et al. 1998, Fearer and Stauffer 2003). Secondary roads, trails, natural forest openings, and small clearings offer luxuriant growth of ground vegetation along their margins (Matlack 1994). High food (plants and insects) availability and adequate protection from predators may explain the use of these edges (Stewart 1956). In areas where aspen is absent or scarce, regenerating cuts may not supply adequate food sources (Fearer 1999 *in* Fearer and Stauffer 2003). Therefore,

grouse may rely on adjacent edges bordering recent clearcuts for food (Fearer and Stauffer 2003). In our study, brood locations were significantly closer to roads and 2-20 y old forest cuts than random site. Plant species richness of saplings, shrubs and herbaceous plants were also greater at brood sites than random sites. However, our data did not allow us to compare plant species richness under different habitat conditions (edges vs actual regenerating stand) nor did our observations allow us to clearly identify edges as important brood feeding areas. Furthermore, broods were rarely located in the actual openings (fields, recent clearcuts, roads) as observed by Porath and Vohs (1972), Maxson (1978), and Scott et al. (1998).

In our study ruffed grouse broods selected young regenerating clearcut stands (11-20 y old) characterised by high small stem densities. Uncut and partial cut stands were avoided and 2-10 y old clearcut stands were used proportionately to their availability. In the Portneuf area, colder temperatures reduce the growing season of plants, which may partly explain the use of 11-20 y old clearcuts instead of younger clearcuts as observed in U.S. states. Younger clearcuts were available to broods but they covered less area than older clearcuts. In ruffed grouse mid-range latitudes, clearcutting is the most common timber management technique recommended to maintain grouse habitats (Bump et al. 1947, Gullion 1977, Dessecker and McAuley 2001). Usually, the greatest amount of overstory removal will yield the greatest degree of understory development and will provide best protective cover for ruffed grouse (Dessecker and McAuley 2001). In central Pennsylvania, Scott et al. (1998) found that brooded hens selected 10 y old clearcuts in mixed oak and aspen/scrub oak stands characterised by high stem densities. In Minnesota, Gullion (1977) suggested that clearcut aspen stands <10 y old were best suited for broods because they offered optimal high stem densities.

Fearer and Stauffer (2003) suggested that creating and maintaining a landscape with high densities of small regularly shaped patches of early successional habitat, would provide the highest quality ruffed grouse habitat in the southern Appalachian region.

MANAGEMENT IMPLICATIONS

In Quebec, precommercial thinning is used as a post-clearcut treatment to reduce stem densities to 1,875-3,125 stems/ha with the purpose of promoting growth of young coniferous stems by reducing the density of commercially less valuable competitive deciduous stems (Legris and Couture 1999). This technique is mostly used in mixed 5-20 y old clearcut stands that have high stem densities ($>4,000$ stems/ha) of 2-6 m tall saplings (Legris and Couture 1999). Non-commercial species, mostly mountain maple, wild red cherry, mooseberry, and beaked hazelnut, represented more than half of the small stem density at brood sites (16,125 stems/ha) and are specially affected by precommercial thinnings. Berry species (*Rubus* sp.) were also very abundant at brood sites (13,340-34,566 stems/ha) and typically grow after recent clearcuts (Ruel 1992). Previously mentioned species and other regenerating deciduous species provide two basic resources: protective cover against aerial and terrestrial predators as well as plant foods. In light of our results, precommercial thinning alters brood habitat quality and will reduce optimal brood-rearing habitats because it 1) decreases lateral and horizontal cover, thereby reducing brood concealment, 2) produces brush piles and slash, providing cover to terrestrial predators of grouse, and finally 3) promotes the growth of less suitable stands dominated by coniferous species that provide less food (Bélanger 2000).

We found that important habitat characteristics for ruffed grouse broods are sites with young mixed forest stands characterised by high mid-story cover (71%) and lateral

obstruction (76%) resulting from high sapling and shrub densities (29,085 stems/ha). These stands provided dense horizontal and vertical cover for protection, while lower ground cover may have helped to maintain effective surveillance of the terrain. Edges were also important components of brood habitats and may have provided most of the foods as well as some cover. In light of our results, we suggest using management techniques, such as clearcuts, that will promote the growth of young mixed even-aged stands characterised by high stem densities. Clearcut patches should maximize the edge effect while maintaining sufficient cover area within the clearcut stand. Precommercial thinning should be avoided.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank P. Beaupré, M. Brazeau, J.-L. Brisebois, A. Desrosiers, J.-G. Frenette N. Gagnon, N. Godbout, G. Hétu, S. Labbé, P.-É. Lafleur, M. Larochelle, C. Maisonneuve, V. Martel, R. McNicol, S. Pelletier, Y. Robitaille, and S. St-Onge for their invaluable help during fieldwork. M. Arvisais and A. Sebbane provided GIS support, and G. Daigle provided assistance with statistical analyses. We also thank C. Dussault for his comments on the manuscript. This project was carried out with the participation and financial support of the Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Fondation de la faune du Québec, Cogéfor inc., Réserve faunique de Portneuf, and the Université du Québec à Trois-Rivières. W. Giroux was supported by the Fonds aux Chercheurs et Aide à la Recherche, the Fondation héritage faune, and the Fondation de l'Université du Québec à Trois-Rivières scholarships.

Table 3.1. Forest characteristics of study areas Belles-de-Jour (BDJ) and Landry (LAN) in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada, 2001.

Forest characteristics	Random sites (%)	
	BDJ (74)	LAN (73)
Stand age		
2-20 y old	18	33
20-60 y old	7	21
60-100 y old	16	30
Uneven-aged stands	59	16
Stand height		
1.5-7 m tall	23	40
7-18 m tall	28	37
>18 m tall	49	23
Commercial logging		
Uncut	47	47
Clearcuts 2-10 y old	8	6
Clearcuts 11-20 y old	10	28
Partial cuts (>20 y old) ^a	35	19

^a Partial cuts: selection cutting, preselection cutting, improvement cutting, partial cutting, and shelterwood cutting.

Table 3.2. Habitat characteristics at female ruffed grouse with broods ($n = 355$) vs random locations ($n = 147$) in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada, 2001.

Habitat variables	Nb of locations	% use	% available	95% Confidence intervals	Use vs availability ^b
<i>Stand type</i> ^a					
Deciduous	127	35.8	40.1	(-0.05; 0.14)	=
Mixed	206	58.0	40.8	(-0.27; -0.08)	+
Coniferous	22	6.2	19.0	(0.06; 0.20)	-
<i>Stand age</i> ^a					
2-20 y old	190	55.7	25.3	(-0.39; -0.21)	+
20-60 y old	33	9.7	13.7	(-0.02; 0.11)	=
60-100 y old	37	10.9	22.6	(0.04; 0.20)	-
Young uneven-aged stands	54	15.8	19.9	(-0.03; 0.12)	=
Old uneven-aged stands	30	8.8	17.8	(0.02; 0.16)	-
<i>Stand height</i> ^a					
1.5-4 m	106	29.9	17.7	(-0.20; -0.04)	+
5-7 m	88	24.8	13.6	(-0.18; -0.04)	+
8-12 m	18	5.1	6.8	(-0.03; 0.06)	=
13-17 m	55	15.5	25.9	(0.02; 0.18)	-
18+ m	88	24.8	36.1	(0.02; 0.20)	-
<i>Commercial logging</i> ^a					
Clearcuts 2-10 y old	22	6.2	6.8	(-0.04; 0.05)	=
Clearcuts 11-20 y old	165	46.5	18.5	(-0.36; -0.20)	+
Partial cuts	49	13.8	27.4	(0.06; 0.22)	-
Uncut	119	33.5	47.3	(0.04; 0.23)	-

^a Variables included in the logistic regression model ($P \leq 0.15$).

^b (-), (+), and (=) indicate habitat categories used in less, greater, or equal proportion to availability, respectively.

Table 3.3. Habitat characteristics at female ruffed grouse with broods vs random locations in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada, 2001.

Habitat variables	Combined sites (mean (\pm SE))		Belles-de-Jour (BDJ) (mean (\pm SE))		Landry (LAN) (mean (\pm SE))	
	Used (355)	Random (147)	Used (170)	Random (74)	Used (185)	Random (73)
<i>Cover (%)^a</i>						
Total canopy closure (>4 m)			62.4 (2.5)	71.7 (3.8)	34.5 (2.4)	57.4 (3.8)**
Deciduous canopy closure	37.3 (1.7)	47.2 (2.6)**				
Coniferous canopy closure			20.8 (1.9)	19.7 (2.9)	12.5 (1.8)	24.5 (2.9)**
Total mid story cover (1-4 m)	71.1 (1.2)	69.8 (1.9)				
Mid deciduous cover	58.2 (1.5)	53.3 (2.3)				
Mid coniferous cover	20.1 (1.1)	26.4 (1.7)**				
Total lower story cover (<1 m)	38.4 (1.3)	52.1 (2.0)**				
Lower deciduous cover	22.3 (1.1)	35.5 (1.7)**				
Lower coniferous cover			15.1 (1.3)	13.8 (2.0)	13.2 (1.2)	20.7 (2.0)**
<i>Lateral obstruction (%) (0-2 m tall)^a</i>	75.9 (1.0)	67.9 (1.5)**				
<i>Herbaceous ground cover (%) (<50 cm tall)</i>						
Total ground cover ^a	46.2 (1.0)	43.1 (1.9)				
Herbaceous plants	15.5 (0.6)	14.8 (1.1)				
Grasses	8.4 (0.6)	3.4 (0.8)				
Ferns	8.6 (0.4)	8.9 (0.8)				
Cryptograms (moss & lichen)	17.9 (0.8)	18.8 (2.0)				
Nb of herbaceous species ^a	6.7 (0.1)	5.9 (0.2)**				

Table 3.3. Continued

Habitat variables	Combined sites (mean (\pm SE))		Belles-de-Jour (BDJ) (mean (\pm SE))		Landry (LAN) (mean (\pm SE))	
	Used (355)	Random (147)	Used (170)	Random (74)	Used (185)	Random (73)
<i>Large stems (dbh \geq 9 cm) ^a</i>						
Basal area (m ² /ha)	8.2 (0.5)	14.9 (0.7)**				
Stem density (stems/ha)			342 (23)	498 (35)**	207 (22)	527 (35)**
<i>Small stems density (stems/ha) (\geq50 cm tall and dbh < 9 cm) ^a</i>						
Stems <1 cm dbh	21300 (696)	14160 (926)**				
Total small stem density	29085 (783)	19340 (1216)**				
Non-commercial stems	16125 (785)	11526 (1220)**				
Shade intolerant stems			294 (360)	405 (546)	5070 (345)	2205 (550)**
Shade tolerant stems			5235 (334)	2466 (506)**	2319 (320)	2043 (509)
Coniferous stems	5887 (294)	3232 (456)**				
Berry species (<i>Rubus</i> sp.)			13340 (2359)	4155 (3575)*	34566 (2261)	8589 (3600)**
Nb of small stem species	7.6 (0.1)	5.6 (0.2)**				
<i>Distance to edge (m) ^a</i>						
Road			93 (7)	212 (11)**	27 (7)	154 (11)**
2-20 y old clearcut	98 (15)	291 (23)**				

* $P < 0.05$ and ** $P < 0.01$ ^a Variables included in the logistic regression model ($P \leq 0.15$).

Table 3.4. Results of the stepwise logistic regression model predicting female ruffed grouse with their brood vs random locations in the Réserve faunique de Portneuf, Quebec, Canada, 2001.

Variable (transformation)	Estimate	Standard error	P-value	Wald Chi-square
Intercept	3.5550	0.7290	<0.0001	-
Dist. to road (square-root)	-0.2711	0.0363	<0.0001	55.899
Lower deciduous cover <1 m	-2.0942	0.2858	<0.0001	53.679
Nb. of small woody species	0.5359	0.0800	<0.0001	44.890
Lower deciduous cover <1 m (log)	1.5016	0.3065	<0.0001	24.009
Dist. to 11-20 y old clearcut (log)	-0.2089	0.0428	<0.0001	23.814
Mid coniferous cover 1-4 m (x^3)	-0.0416	0.0086	<0.0001	23.648
Deciduous canopy cover >4 m	0.9620	0.3271	0.0033	8.652
Deciduous canopy cover >4 m (x^2)	-0.1394	0.0618	0.0242	5.083
(ROC curve = 0.93; likelihood ratio $\chi^2 = 316.86$, df = 8, $P < 0.0001$; HLs $\chi^2 = 8.84$, df = 8, $P = 0.356$)				

Table 3.5. Ruffed grouse brood habitat characteristics according to nine North American studies.

Study site	Stand type	Canopy cover		Ground cover		Stem density		Source
		(%)	Class	(%)	Class	(stems/ha)	Class	
Michigan	Aspen-hardwood	-	-	48	20-91 cm tall	-	-	Berner and Gysel 1969
Minnesota	Aspen-hardwood	-	-	-	-	19,000-25,000	Trees and saplings	Gullion 1977
Wisconsin	Aspen; Oak	-	-	-	-	39,000-83,000	Trees, shrubs and seedlings	Kubisiak 1978
Idaho	Aspen; Aspen conifer	61; 63	-	83; 70	-	4,005; 7,979	Trees and shrubs	Stauffer and Peterson 1985
Missouri	Oak-hickory	80	-	65	-	5,797	Trees and shrubs	Thompson et al. 1987
Île aux Lièvres, Québec	Balsam fir-white birch	69	≥2 m tall	64	-	-	-	Doyon 1992
		36	<2 m tall					
Pennsylvania	Oak; Aspen-oak	78	≥2 m tall	25	-	21,400	Trees and shrubs	Scott et al. 1998
		78	<2 m tall					
Virginia ^a	Oak-chestnut	79	≥2 m tall	60	<0.5 cm tall	5,435	Trees and shrubs	Haulton et al. 2003
Portneuf, Quebec	Balsam fir-yellow birch	62 BDJ	>4 m tall	8-32	<0.5 cm tall	29,427 BDJ	Trees and shrubs	Present study
		35 LAN				29,292 LAN		
		71	1-4 m tall					
		38	<1 m tall					

^a Combined data for 3 successive 3-week periods.

LITERATURE CITED

- ArcView GIS 3.2. 1999. Software program for Windows. Environmental Systems Research Institute, inc.
- Bélanger, G. 2000. Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*). Sainte-Anne-des-Monts, Fédération des groupements forestiers de la Gaspésie, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction régionale de la Gaspésie-Îles-de-le-Madeleine, 43 p.
- Berner, A., and L. W. Gysel. 1969. Habitat analysis and management considerations for ruffed grouse for a multiple use area in Michigan. *Journal of Wildlife Management* 33:769-778.
- Belsley, D. A., E. Kuh, and R. E. Welsch. 1980. Regression diagnostics: Identifying influential data and sources of collinearity, Wiley, 292 p.
- Boulanger, J. G., and G. C. White. 1990. A comparison of home-range estimators using Monte Carlo simulation. *Journal of Wildlife Management* 54:310-315.
- Brander, R. B. 1968. A radio-package for game birds. *Journal of Wildlife Management* 32:630-632.
- Bump, G., R. W. Darrow, F. C Edminster, and W. F. Crissey. 1947. The ruffed grouse: life history, propagation, management. New York State Conserv. Dept., The Holling Press Inc. Buffalo, New York, 915 p.
- Chambers, R. E., and W. M. Sharp. 1958. Movement and dispersal within a population of ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 22:231-239.
- Dessecker, D. R., and D. G. McAuley. 2001. Importance of early successional habitat to ruffed grouse and American woodcock. *Wildlife Society Bulletin* 29:456-465.
- Doyon, M.-R. 1992. Évaluation de l'introduction de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) sur l'île aux Lièvres dans l'estuaire du St-Laurent. Thèse M. Sc., Université Laval, 50 p.
- Dunn, P. O., and C. E. Braun. 1986. Summer habitat use by adult female and juvenile sage grouse. *Journal of Wildlife Management* 50:228-235.
- Fearer, T. M. 1999. Relationship of ruffed grouse home range size and movement to landscape characteristics in the southwestern Virginia. M.Sc. Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State Univ., Blacksburg, 96 p.

- Fearer, T. M., and D. F. Stauffer. 2003. Relationship of ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) home range size to landscape characteristics. *American Midland Naturalist* 150:104-114.
- Glass, G. V., P. D. Peckham, and J. R. Sanders. 1972. Consequences of failure to meet assumptions underlying the fixed effects analysis of variance and covariance. *Review of Educational Research* 42:237-28.
- Godfrey, G. A., and W. H. Marshall. 1969. Brood break-up and dispersal of ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 33:609-620.
- Godfrey, G. A. 1975. Home range characteristics of ruffed grouse broods in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 39:287-298.
- Gullion, G. W. 1977. Forest manipulation for ruffed grouse. *Transactions of the North American Wildlife Natural Resources Conference*, 42:449-458.
- Gullion, G. W., and F. J. Svoboda. 1972. The basic habitat resource for ruffed grouse. *Proc. Aspen Symp., U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep., NC-1:113-119.*
- Haulton, G. S., D. F. Stauffer, and R. L. Kirkpatrick. 2003. Ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) brood microhabitat selection in the southern Appalachians. *American Midland Naturalist* 150:95-103.
- Healy, W. M. 1985. Turkey poult feeding activity, invertebrate abundance, and vegetation structure. *Journal of Wildlife Management* 49:466-472.
- Heisey, D. 1985. Analysing selection experiments with log-linear analysis. *Ecology* 66:1744-1748.
- Hollifield, B. K., and R. W. Dimmick. 1995. Arthropod abundance relative to forest management practices benefiting ruffed grouse in the southern Appalachians. *Wildlife Society Bulletin* 23:756-764.
- Hooge, P. N., and B. Eichenlaub. 2000. Animal movement extension to Arcview. Ver. 2.0. Alaska Science Center – Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.
- Hosmer, D. W., and S. Lemeshow. 2000. Applied logistic regression. Second edition. John Wiley & sons, New York, USA, 373 p.
- Jelinski, D. E. 1991. On the use of chi-square analyses in studies of resource utilisation. *Canadian Journal of Forest Research* 21:58-65.
- Jennrich, R. I., and F. B. Turner. 1969. Measurement of non-circular home range. *Journal of Theoretical Biology* 22:227-237.

- Kubisiak, J. F. 1978. Brood characteristics and summer habitats of ruffed grouse in central Wisconsin. Wis. Dept. Nat. Res. Tech. Bull, Madison, Wisconsin: 108.
- Kurzejeski, E. W., and B. G. Root. 1988. Survival of reintroduced ruffed grouse in north Missouri. *Journal of Wildlife Management* 52:248-252.
- Legris, J., and G. Couture. 1999. L'éclaircie précommerciale au Québec dans un cadre d'aménagement durable des forêts. Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 38 p et annexes.
- Lyons, K. L. 1981. Use of chick distress call to capture ruffed grouse hens. *Transactions of the Northeast Section, The Wildlife Society Northeast Fish and Wildlife Conference*, 38th, Virginia: 133-135.
- Marcum, C. L., and D. O Loftsgaarden. 1980. A nonmapping technique for studying habitat preferences. *Journal of Wildlife Management* 44:963-968.
- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82:113-124.
- Maxson, S. J. 1977. Activity patterns of female ruffed grouse during the breeding season. *The Wilson Bulletin* 89:439-455.
- Maxson, S. J. 1978. Spring home range and habitat use by female ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 42:61-71.
- McGarigal, K., and W. C. McComb. 1995. Relationship between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monograph* 65:235-260.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37:223-249.
- Nudds, T. D. 1977. Quantifying the vegetation structure of wildlife cover. *Wildlife Society Bulletin* 5:113-117.
- Pietz, P. J., and J. R. Tester. 1982. Habitat selection by sympatric spruce and ruffed grouse in north Central Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 46:391-403.
- Porath, W. R., and P. A. Vohs. 1972. Population ecology of ruffed grouse in northeastern Iowa. *Journal of Wildlife Management* 36:793-802.
- Royston, P., and D. G. Altman. 1994. Regression using fractional polynomials of continuous covariates: Parsimonious parametric modelling (with discussion). *Applied Statistics* 43:429-467.
- Ruel, J.-C. 1992. Impact de la compétition exercée par le framboisier (*Rubus idaeus* L.) et les feuilles de lumière sur la croissance du sapin (*Abies balsamea* (L.) Mill.) en

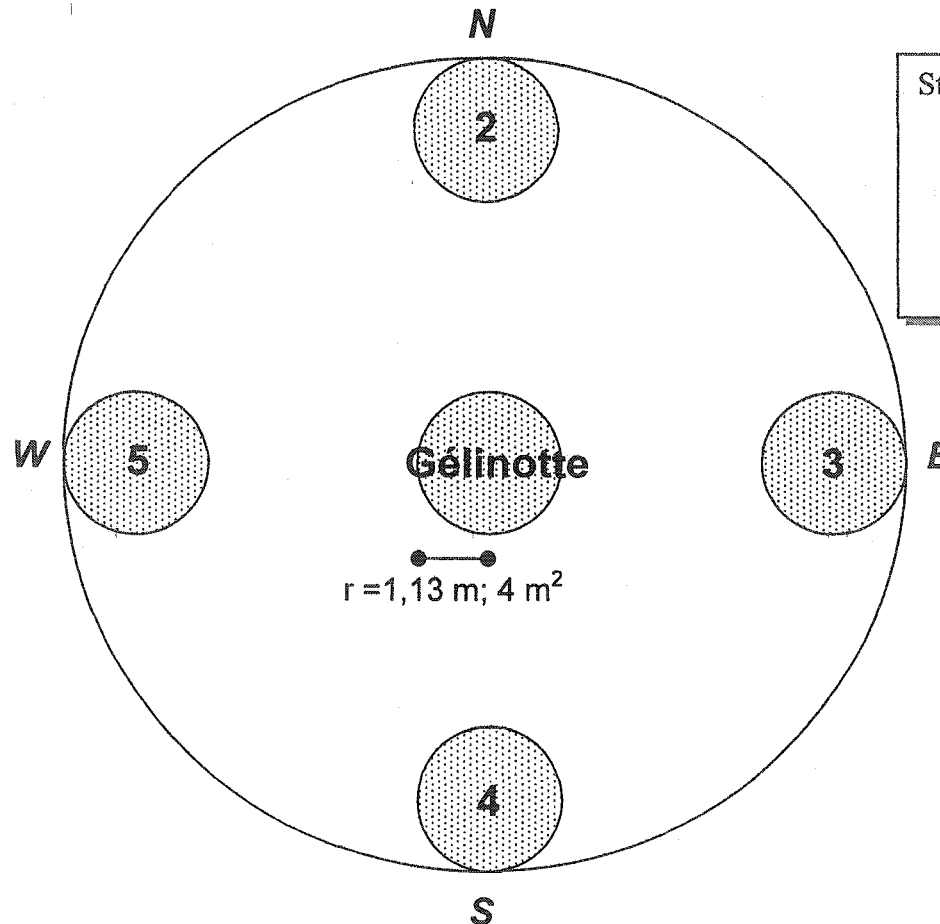
- régénération. *Canadian Journal of Forest Research* 22:1408-1416.
- SAS institute inc. 1999. Version 7 software, SAS Campus Drive, Cary, North Carolina 27513, USA.
- Schulte, L. A., and G. J. Niemi. 1998. Bird communities of early-successional burned and logged forest. *Journal of Wildlife Management* 62:1418-1429.
- Scott, J. G., M. J. Lovallo, G. L. Storm, and W. M. Tzilkowski. 1998. Summer habitat use by ruffed grouse with broods in Central Pennsylvania. *Journal of Field Ornithology* 69:474-485.
- Seaman, D. E., and R. A. Powell. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075-2085.
- Small, R. J., J. C. Holzward, and D. H. Rusch. 1993. Are ruffed grouse more vulnerable to mortality during dispersal ? *Ecology* 74:2020-2026.
- Stauffer, D. F., and S. R. Peterson. 1985. Seasonal micro-habitat relationships of ruffed grouse in southeastern Idaho. *Journal of Wildlife Management* 49:605-610.
- Stewart, R. E. 1956. Ecological study of ruffed grouse broods in Virginia. *The Auk* 73:33-41.
- Stone, M. 1977. Asymptotics for and against cross-validation. *Biometrika* 64:29-35.
- Systat 10.0 for Windows. 2000. Software program. SPSS science Marketing department. Chicago.
- Thompson, F. R., D. A. Freiling, and E. K. Fritzell. 1987. Drumming, nesting, and brood habitats of ruffed grouse in an oak-hickory forest. *Journal of Wildlife Management* 51:568-575.
- Thompson, F. R., and E. K. Fritzell. 1989. Habitat use, home range, and survival of territorial male ruffed grouse. *Journal of Wildlife Management* 53:15-21.
- Worton, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164-168.
- Worton, B. J. 1995. Using Monte Carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *Journal of Wildlife Management* 59:794-800.

ANNEXE A

Schéma d'une parcelle échantillon ronde de 0,04 ha et de cinq sous-parcelles de 4 m² utilisées pour caractériser les habitats des localisations télémétriques de gélinottes huppées et des points de contrôles.

Physionomie du milieu (0,04 ha)

- Type de peuplement
- Groupement d'essence
- Age du peuplement
- Hauteur du peuplement
- Recouvrement des strates
- Obstruction latérale
- Pente du terrain
- Intervention forestière
- Distance à une ouverture



Strate arborescente (0,04 ha)

- Espèces
- Dhp
- Densité (tiges/ha)
- Surface terrière (ST/ha)

Strate arbustive ($5 \times 4 \text{ m}^2$)

- Espèces
- Classes de dhp
- Densité (tiges/ha)

Strate herbacée ($5 \times 4 \text{ m}^2$)

- Recouvrement
- % d'occurrence

ANNEXE B

Formulaire d'inventaire de végétation et d'habitat

Habitat d'élevage

Gélinotte : _____ Météo : Soleil = ____ / 10 T° = ____ °C
 Date : _____ Vent = Nul Faible Moyen Fort
 Heure : _____ Pluie = Nul Bruine Faible Moyenne Forte
 Fréquence : _____ Lat : ____ ° ' " Long : ____ ° ' " (NAD83)
 Note : _____

Peuplement Forestier (r=11,28 m; 400 m²) Expérimentateur(s) : _____
 Date : ____ / ____ / ____ Perturbation (ds placette): Br Chp Ct Cp Cb EPC P autre _____
 Type de peuplement: Rés. Mél _____ Feuil. Gr. d'essences: _____ Versant: _____
 Pente°: 0-10 11-20 30+ Hauteur: Angle Classe (m): 1: 22+; 2: 18-21; 3: 13-17; 4: 8-12; 5: 5-7; 6: 1.5-4

Recouvrement des strates (0: 0%; 1: 1-20; 2: 21-40; 3: 41-60; 4: 61-80; 5: 81-100) (2 x 15m N-S)

Arborescente Aucun : _____ Résineux : _____ Feuillus : _____
 Arbustive haute (1-4m) Aucun : _____ Résineux : _____ Feuillus : _____
 Arbustive basse (0-1m) Aucun : _____ Résineux : _____ Feuillus : _____

Couvert latéral (% de visibilité à 15m)

Distance à une ouverture (à partir du point central du 400m²)

	N	S	E	O	% Obstruct
0-0.5m					
0.5-1.0m					
1.0-1.5m					
1.5-2.0m					

Chemin _____ lac / étang _____ Trouée
 Cours d'eau _____ Ct _____ Chablis _____
 Dénudé humide _____ Dénudé sec _____
 Ancien chemin _____ autre _____ (_____)

0:0% 1:1-20%; 2:21-40; 3:41-60; 4:61-80; 5:81-100%

1:0-10m; 2:11-20; 3:21-40; 4:41-60; 5:61-80;

Dénombrement des arbres DHP ≥ 9cm (r= 11,28 m; 400 m²)

Essences		

Diamètres à 1,3 m du sol (cm)											

Herbacées : présence (r= 1,13 m; 5 x 4 m²)

N S E O C	N S E O C	N S E O C
N S E O C	N S E O C	N S E O C
N S E O C	N S E O C	N S E O C
N S E O C	N S E O C	N S E O C

Dénombrement des arbustes (DHP < 9 cm et hauteur > 50 cm)

Recouvrement des herbacées

Placette Centre

(r= 1,13 m; 5 x 4 m²)

(0: 0%; 1:1-5; 2:6-20; 3:21-40; 4:41-60; 5:61-80; 6:81-100%)

Essences		

Classes de diamètres				
< 1cm	1-3cm	3-5cm	5-7cm	7-9cm

Total:___

Latif:___

Gram:___

Foug:___

Muscin:___

Placette Nord

Total:___

Latif:___

Gram:___

Foug:___

Muscin:___

Placette Sud

Total:___

Latif:___

Gram:___

Foug:___

Muscin:___

Placette Est

Total:___

Latif:___

Gram:___

Foug:___

Muscin:___

Placette Ouest

Total:___

Latif:___

Gram:___

Foug:___

Muscin:___

ANNEXE C

**Densités moyennes des strates arborescentes, arbustives et herbacées
identifiées par essences aux localisations de gélinottes et aux points de
contrôles dans la réserve faunique de Portneuf, Québec, été 2001**

Essences arborescentes (dhp ≥ 9 cm)

Code	Nom commun	Nom latin	Nombre de tiges/ha		Type de couvert *
			Gélinotte	Contrôle	
SAB	Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>	108,2	220,6	R
BOJ	Bouleau jaune	<i>Betula alleghaniensis</i>	59,0	88,8	Ft
EPN	Épinettes	<i>Picea</i> sp.	29,8	78,2	R
ERS	Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	21,4	66,3	Ft
BOP	Bouleau blanc	<i>Betula papyrifera</i>	13,0	15,8	Fi
ERR	Érable rouge	<i>Acer rubrum</i>	10,6	11,1	Ft
PET	Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i>	10,4	3,4	Fi
PRP	Cerisier de Pennsylvanie	<i>Prunus pennsylvanica</i>	8,9	13,8	FNC
FRN	Frêne noir	<i>Fraxinus nigra</i>	3,7	1,4	Ft
HEG	Hêtre à grandes feuilles	<i>Fagus grandifolia</i>	1,7	6,1	Ft
THO	Thuya occidental	<i>Thuya occidentalis</i>	1,7	1,9	R
ERP	Érable de Pennsylvanie	<i>Acer pennsylvanicum</i>	1,1	2,6	FNC
PEG	Peuplier à grandes dents	<i>Populus grandidentata</i>	0,9	0,2	Fi
SAL	Saules	<i>Salix</i> sp.	0,8	0,5	FNC
SOA	Sorbier d'Amérique	<i>Sorbus americana</i>	0,3	1,4	FNC
ORA	Orme d'Amérique	<i>Ulmus americana</i>	0,1	0,0	Ft
AUR	Aulne rugueux	<i>Alnus rugosa</i>	0,1	0,0	FNC
AME	Amélanchiers	<i>Amelanchier</i> sp.	0,0	0,3	FNC

Essences arbustives (dhp < 9 cm et hauteur > 50 cm)

RUI	Framboisiers	<i>Rubus</i> sp.	24402	6357	FNC
ERE	Érable à épis	<i>Acer spicatum</i>	5772	3660	FNC
SAB	Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>	4370	2062	R
PRP	Cerisier de Pennsylvanie	<i>Prunus pennsylvanica</i>	2687	1561	FNC
BOP	Bouleau blanc	<i>Betula papyrifera</i>	2431	1109	Fi
VIL	Viorne à feuilles d'Aulne	<i>Viburnum alnifolium</i>	2011	3415	FNC
BOJ	Bouleau jaune	<i>Betula alleghaniensis</i>	1767	862	Ft
COC	Noisetier à long bec	<i>Corylus cornuta</i>	1650	1143	FNC
ERS	Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	1167	1017	Ft
AUR	Aulne rugueux	<i>Alnus rugosa</i>	1101	241	FNC
SAL	Saules	<i>Salix</i> sp.	871	99	FNC
TAC	If du Canada	<i>Taxus canadensis</i>	838	429	R
EPN	Épinettes	<i>Picea</i> sp.	648	704	R
ERR	Érable rouge	<i>Acer rubrum</i>	643	245	Ft
SAP	Sureau pubescent	<i>Sambucus pubens</i>	561	405	FNC
SPL	Spirée à larges feuilles	<i>Spiraea latifolia</i>	399	139	FNC
PET	Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i>	338	184	Fi
DIE	Dièreville chèvrefeuille	<i>Diervilla lonicera</i>	324	425	FNC
ERP	Érable de Pennsylvanie	<i>Acer pennsylvanicum</i>	227	497	FNC
SOA	Sorbier d'Amérique	<i>Sorbus americana</i>	204	85	FNC
MYG	Myrique baumier	<i>Myrica gale</i>	157	190	FNC
LON	Chèvrefeuille du Canada	<i>Lonicera canadensis</i>	137	82	FNC

* Fi = feuillu intolérant; Ft = feuillu tolérant; FNC = feuillu non-commercial; R = résineux.

Essences arbustives (dhp <9 cm et hauteur >50 cm) (suite)

Code	Nom commun	Nom latin	Nombre de tiges/ha		Type de couvert*
			Gélinotte	Contrôle	
NEM	Némopanthé mucroné	<i>Némopanthus mucronatus</i>	119	143	FNC
PRV	Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>	83	10	FNC
RIG	Gadelliers	<i>Ribes</i> sp.	82	7	FNC
VIE	Viorne comestible	<i>Viburnum edule</i>	70	0	FNC
HEG	Hêtre à grandes feuilles	<i>Fagus grandifolia</i>	69	112	Ft
ARM	Aronia noir	<i>Aronia melanocarpa</i>	69	0	FNC
CAL	Cassandre caliculé	<i>Cassandra calyculata</i>	52	40	FNC
VIC	Viorne cassinoïde	<i>Viburnum cassinoides</i>	51	194	FNC
LEG	Thé du labrador	<i>Ledum groenlandicum</i>	45	0	FNC
FRN	Frênes	<i>Fraxinus</i> sp.	42	20	Ft
VAM	Airelles (bleuets)	<i>Vaccinium</i> sp.	35	3	FNC
THO	Thuya occidental	<i>Thuja occidentalis</i>	28	20	R
AME	Amélanchiers	<i>Amélanchier</i> sp.	24	14	FNC
KAA	Kalmia à feuilles étroites	<i>Kalmia angustifolia</i>	15	137	FNC
COR	Cornouiller stolonifère	<i>Cornus stolonifera</i>	15	0	FNC
PEG	Peuplier à grandes dents	<i>Populus grandidentata</i>	14	0	Fi
MEL	Mélèze laricin	<i>Larix laricina</i>	8	11	R
COA	Cornouiller à feuilles alternes	<i>Cornus alternifolia</i>	7	34	FNC
DIR	Dirca des marais	<i>Dirca palustris</i>	1	0	FNC
ORA	Orme d'Amérique	<i>Ulmus americana</i>	1	0	Ft
BOG	Bouleau gris	<i>Betula populifolia</i>	0	7	Fi

Espèces herbacées et éricacées <50 cm de hauteur

			% d'occurrence	
OXM	Oxalide de montagne	<i>Oxalis montana</i>	41,2	52,2
CON	Quatre-temps	<i>Cornus canadensis</i>	29,9	20,1
MAC	Maïenthème du Canada	<i>Maienthemum canadense</i>	25,1	34,0
TRB	Trientale boréale	<i>Trientalis borealis</i>	21,9	26,8
ARN	Aralie à tige nue	<i>Aralia nudicaulis</i>	15,2	12,4
CLB	Clintonie boréale	<i>Clintonia borealis</i>	8,0	15,6
FRG	Fraisiers	<i>Fragaria</i> sp.	7,8	4,5
RIG	Gadelliers	<i>Ribes</i> sp.	7,7	7,9
SOS	Verges d'or	<i>Solidago</i> sp.	6,9	0,1
COG	Coptide du Groenland	<i>Coptis groenlandica</i>	5,1	6,8
ANM	Anaphale marguerite	<i>Anaphalis margaritacea</i>	4,8	0,8
HIS	Épervières	<i>Hieracium</i> sp.	4,7	0,3
IMS	Impatiente du Cap	<i>Impatiens capensis</i>	4,5	0,4
TRE	Trille rouge	<i>Trillium erectum</i>	4,3	10,9
EPA	Épilobe à feuilles étroites	<i>Epilobium angustifolium</i>	4,1	3,0
THP	Pigamon pubescent	<i>Thalictrum pubescens</i>	3,9	1,4
ASS	Asters	<i>Aster</i> sp.	3,5	3,5
GAS	Gailllets	<i>Gaillium</i> sp.	2,3	0,7
VAM	Airelles	<i>Vaccinium</i> sp.	1,6	2,3
STR	Streptope rose	<i>Strptopus roseus</i>	1,5	1,5
VIS	Violettes	<i>Viola</i> sp.	1,4	1,0

* Fi = feuillu intolérant; Ft = feuillu tolérant; FNC = feuillu non-commercial, R = résineux.

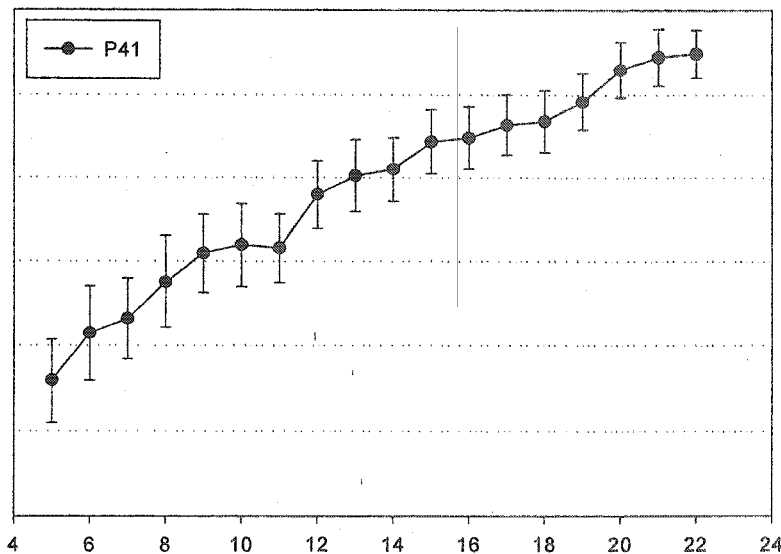
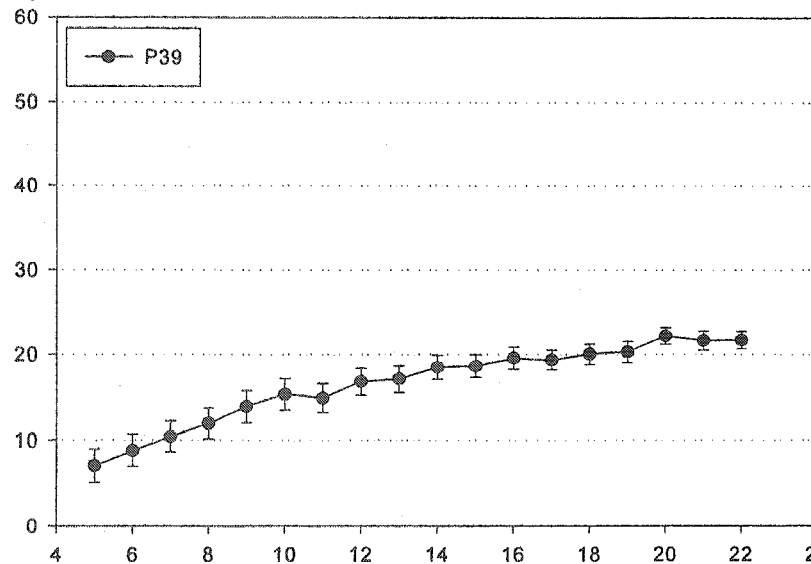
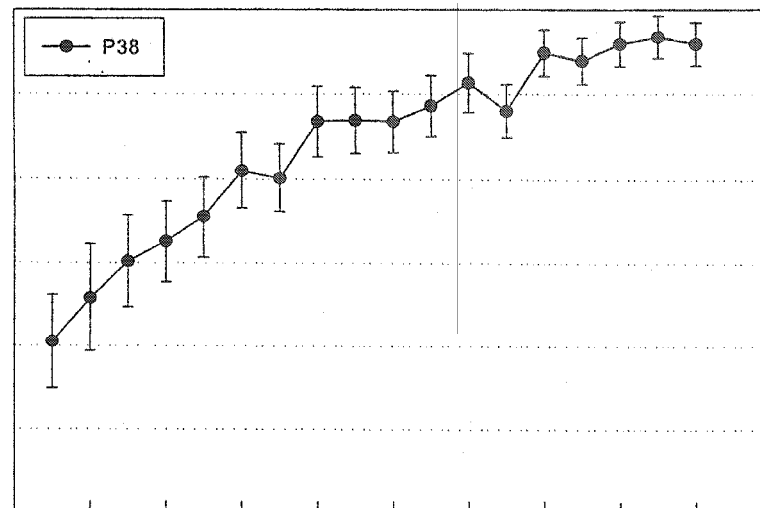
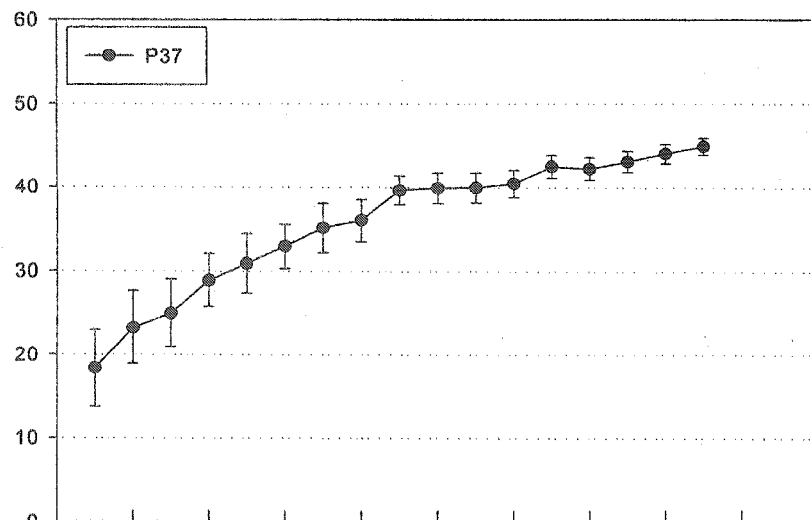
Espèces herbacées et éricacées <50 cm de hauteur (suite)

% d'occurrence

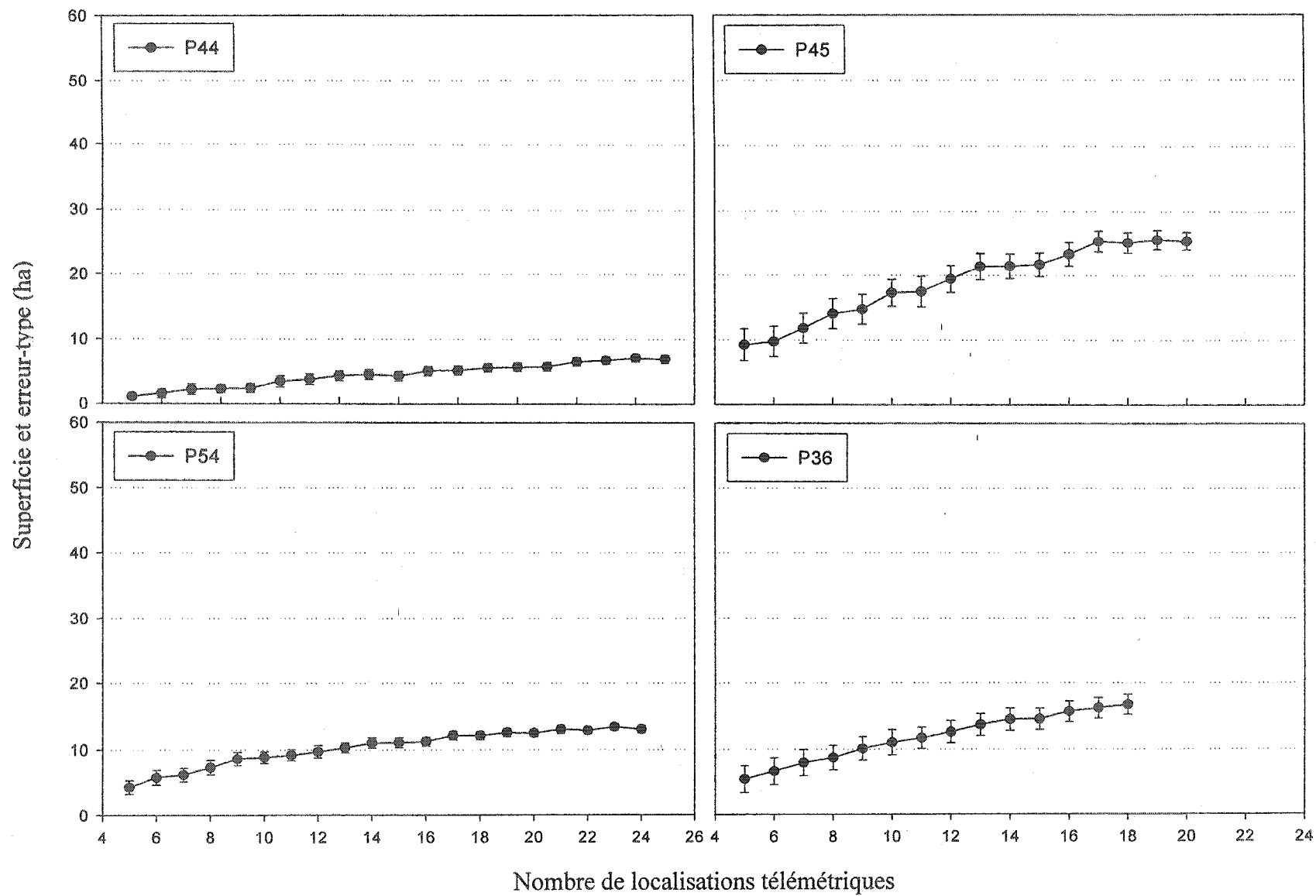
Code	Nom commun	Nom latin	Gélinotte	Contrôle
PRG	Prunelle vulgaire	<i>Prunella vulgaris</i>	1,2	0,1
MIR	Mitchella rampant	<i>Mitchella repens</i>	1,1	0,0
GAP	Gaulthérie couchée	<i>Gaultheria procumbens</i>	0,8	0,1
CYA	Cypripède acaule	<i>Cypripedium acaule</i>	0,7	1,2
CAX	Carex	<i>Carex</i> sp.	0,7	0,0
LYC	Lycopodes	<i>Lycopodium</i> sp.	0,7	1,4
RUX	Oseilles	<i>Rumex</i> sp.	0,6	0,3
CHL	Marguerites blanches	<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	0,6	0,3
GEL	Gentiane à feuilles linéaires	<i>Gentiana linearis</i>	0,6	0,0
TIC	Tiarelle cordifoliée	<i>Tiarella cordifolia</i>	0,6	0,4
EQS	Prêles	<i>Equisetum</i> sp.	0,5	0,1
RUP	Ronce pubescente	<i>Rubus pubescens</i>	0,5	0,0
EPV	Épifage de Virginie	<i>Epifagus virginiana</i>	0,4	0,0
EUM	Eupatoire maculée	<i>Eupatorium maculatum</i>	0,4	0,1
LIB	Linnée boréale	<i>Linnaea borealis</i>	0,4	1,0
CAT	Caulophylle faux pigamon	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	0,3	0,5
CHH	Chiogène hispide	<i>Chiogenes hispidula</i>	0,3	4,1
MIL	Millepertuis	<i>Hypericum</i> sp.	0,3	0,0
LEG	Lédon du Groenland	<i>Ledum groenlandicum</i>	0,2	1,0
LYU	Lycopse uniflore	<i>Lycopus uniflorus</i>	0,2	0,0
POP	Sceau-de-Salomon	<i>Polygonatum pubescens</i>	0,2	0,8
RAS	Renoncules	<i>Ranunculus</i> sp.	0,2	0,1
CLC	Claytonie de Caroline	<i>Claytonia caroliniana</i>	0,2	0,0
MON	Monotrope uniflore	<i>Monotropa uniflora</i>	0,2	0,1
PRS	Prenanthes	<i>Prenanthes</i> sp.	0,2	0,3
PYS	Pyroles	<i>Pyrola</i> sp.	0,2	0,3
SAR	Sarracénie pourpre	<i>Sarracenia purpurea</i>	0,2	0,0
KAA	Kalmia à feuilles étroites	<i>Kalmia angustifolia</i>	0,1	1,8
PLM	Plantain majeur	<i>Plantago major</i>	0,1	0,0
SMR	Smilacine à grappes	<i>Smilacina racemosa</i>	0,1	3,0
TUS	Tussilages	<i>Tussilago farfara</i>	0,1	0,0
VEJ	Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	0,1	0,0
CIA	Circée alpine	<i>Circaea alpina</i>	0,1	0,1
DAR	Dalibarde rampante	<i>Dalibarda repens</i>	0,1	0,0
GEM	Benoîte à grandes feuilles	<i>Geum macrophyllum</i>	0,1	0,0
MEV	Médéole de Virginie	<i>Medeola virginiana</i>	0,1	0,0
TYL	Quenouille à feuilles larges	<i>Typha latifolia</i>	0,1	0,0
VEO	Véronique officinale	<i>Veronica officinalis</i>	0,1	0,0
ACS	Actées	<i>Actaea</i> sp.	0,0	0,1
ANG	Andromède glauque	<i>Andromeda glaucophylla</i>	0,0	0,5
BAV	Barbarée vulgaire	<i>Barbarea vulgaris</i>	0,0	0,3
DIC	Dicentra	<i>Dicentra</i> sp.	0,0	0,1
SCI	Scirpes	<i>Scirpa</i> sp.	0,0	0,4

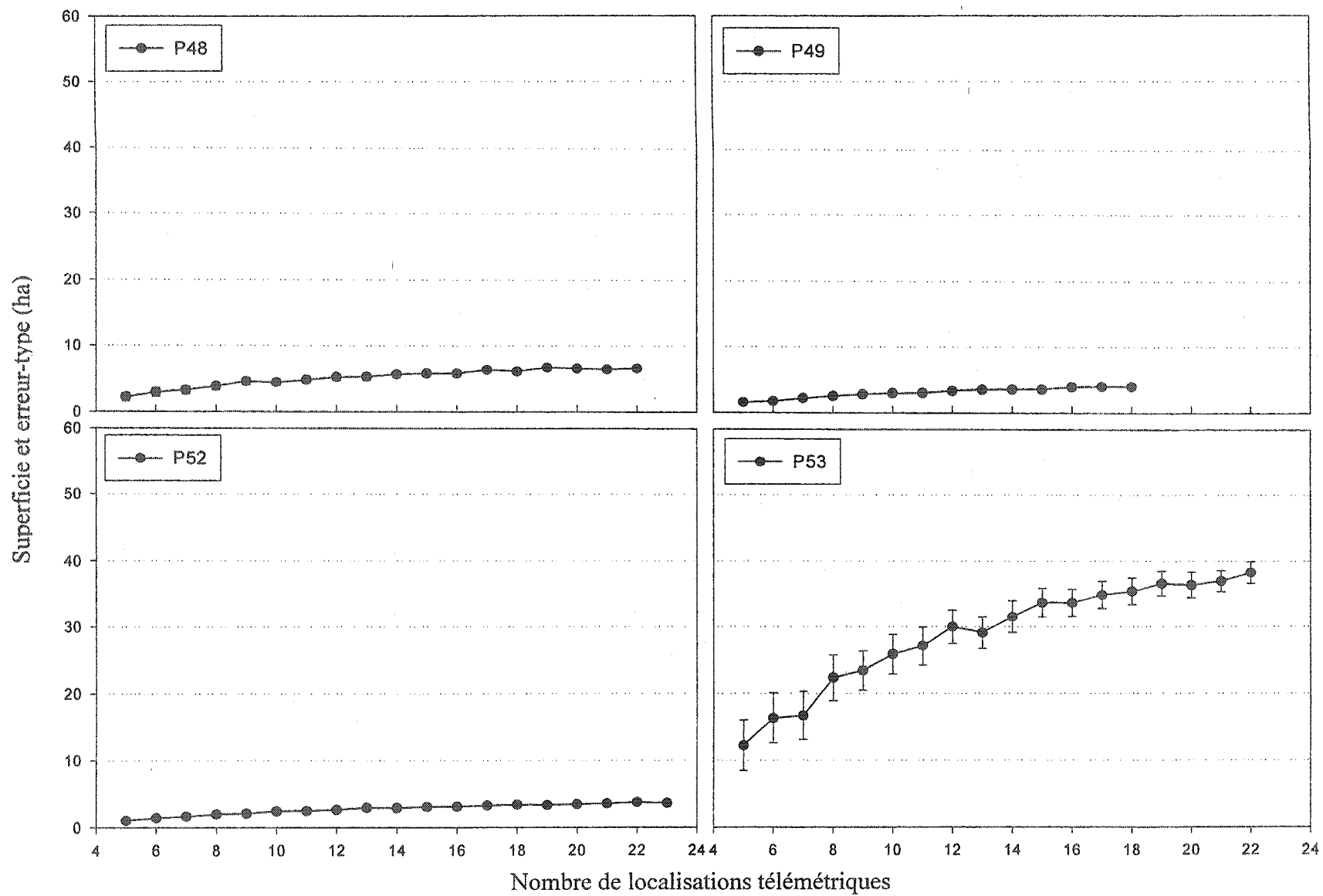
ANNEXE D

Figures illustrant la relation entre la taille des domaines vitaux et le nombre de localisations utilisé pour leur estimation en utilisant un échantillonnage bootstrap MCP à 100 permutations avec remise.

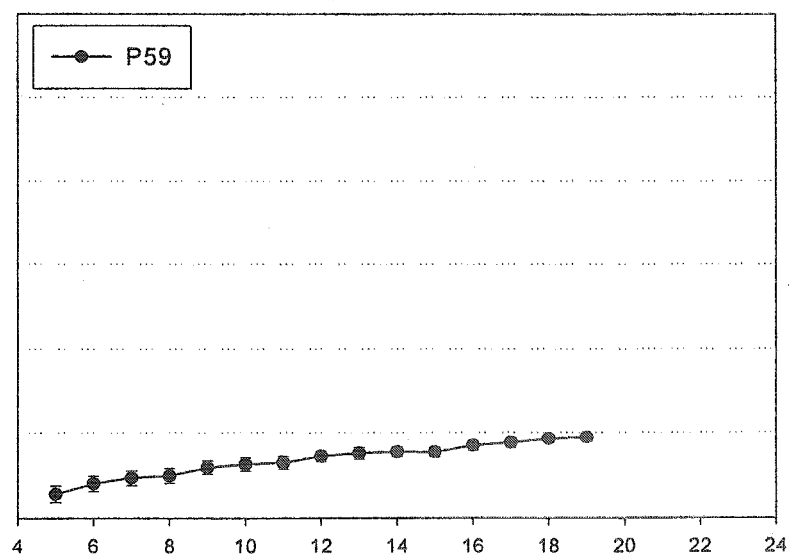
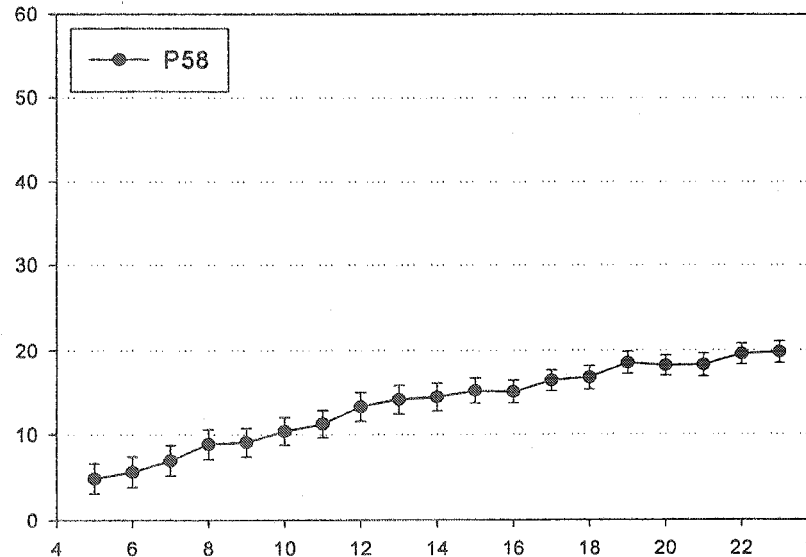
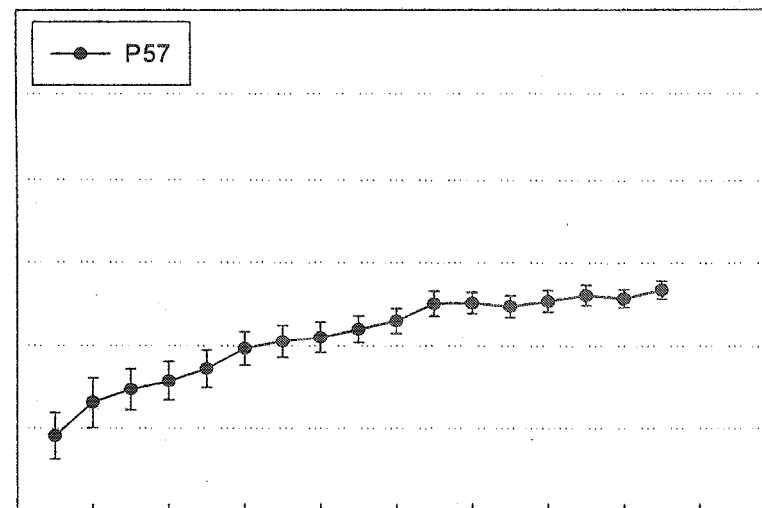
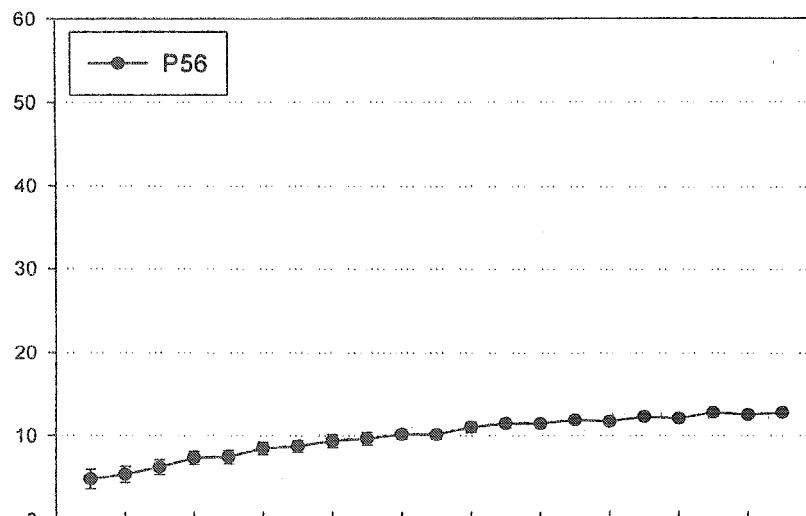


Nombre de localisations télémétriques





Superficie et erreur-type (ha)



Nombre de localisations télémétriques

